

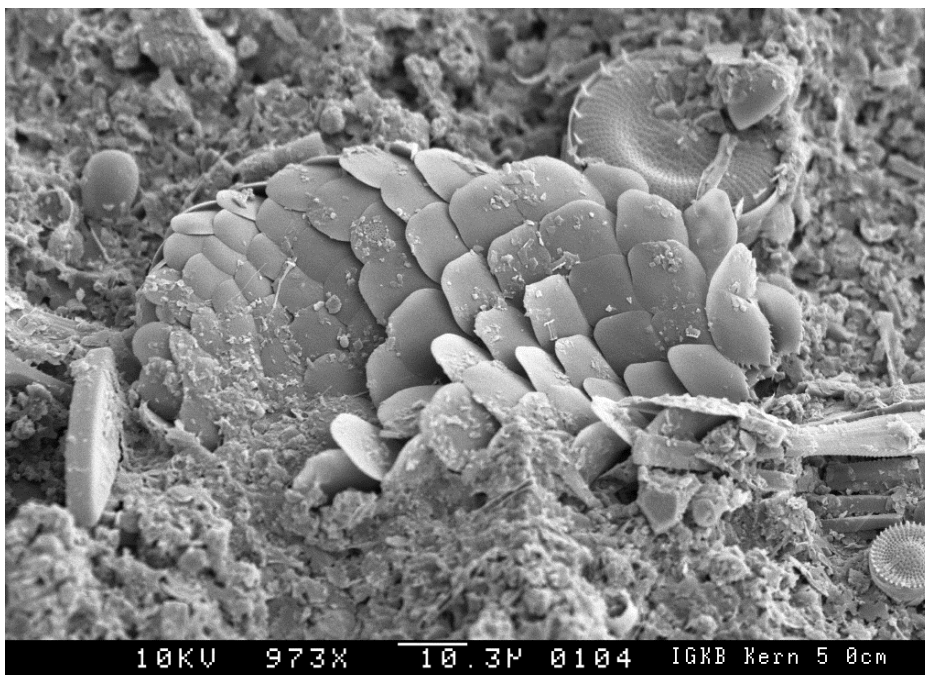
Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2011

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2010 / 2011



- Herausgeber:** Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
- Titelbild:** Phytoplankton *Mallomonas acaroides*, Schuppen (Länge 18-45 µm, Breite 7-23µm) • Dr. Reiner Kümmerlin • Institut für Seenforschung an der LUBW
- Bearbeitung:** Institut für Seenforschung an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) • Postfach 4253, 88081 Langenargen

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der IGKB unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

Internet: <http://www.igkb.org>

© IGKB 2012

ISSN 1011-1271 • Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 39 (2011)

Bericht Nr. 39

Limnologischer Zustand des Bodensees

A – Aktueller Teil

B – Jahresbericht

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2011

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2010/2011

Die „GRÜNEN BERICHTE“ der IGKB

Seit 1976 veröffentlicht die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) alljährlich einen Bericht über den limnologischen Zustand des Bodensees. Diese so genannten „Grünen Berichte“ enthalten die Ergebnisse der regelmäßigen limnologischen Freiwasseruntersuchungen des Bodensees ab dem Jahr 1974. Eine Ausnahme bildet der Bericht Nr. 9 (erste Auflage 1985, zweite Auflage 1993), der die geographischen, physikalischen, chemischen und biologischen Grundlagen der Bodensee-Untersuchungen beschreibt. Neben den Ergebnissen der Freiwasseruntersuchungen von Obersee und Untersee enthalten einzelne Ausgaben Informationen zu weiteren Themen wie Seebodenuntersuchungen (Nr. 10, 21, 27, 29), die radioaktive Belastung nach dem Unfall von Tschernobyl (Nr. 15), Pestizide (Nr. 19), Zuflussuntersuchungen (Nr. 26), sowie Ergebnisse einer mathematischen Modellierung zur Fernausbreitung des winterlichen Alpenrhein-Einstroms (Nr. 30). Ab Nr. 30 sind die Berichte des Fachbereichs ‚Einzugsgebiet‘ Teil der Grünen Berichte. Bis auf zwei Änderungen 1985 (Formatwechsel von A5 auf A4) und 2004 (neues Layout mit zweispaltigem Text) blieb das äußere Erscheinungsbild nahezu unverändert und war durch einen unebilderten Textteil sowie einen Anhang mit Graphiken und Tabellen charakterisiert.

Anlässlich der Kommissionstagung 2007 wurde von den Sachverständigen der IGKB eine Neugestaltung der Grünen Berichtreihe vorgeschlagen, mit dem Ziel, die Berichte insgesamt leichter lesbar zu gestalten.

Als Zielgruppe wurden IGKB-Gremien, Behörden, Kommunen, Verwaltungen, Wissenschaftler, Studenten, Schüler sowie die interessierte Öffentlichkeit identifiziert.

In einem ersten Hauptteil werden herausragende, aktuelle Ereignisse im Seejahr vorgestellt, während im darauf folgenden Teil physikalische, chemische und biologische Untersuchungsergebnisse zu finden sind.

Die Ergebnisse von Bregenzer Bucht, Fischbach-Uttwil, Zellersee und Rheinsee werden möglichst auf einer Seite als farbige Isoplethen oder Diagramme mit knappen, erläuternden Bildunterschriften dargestellt. Da die Anzahl der Datensätze von Messjahr zu Messjahr – aufgrund unterschiedlicher Messreihen und Messtiefen – variiert, können die interpolierten Werte und damit auch die Isoplethendarstellungen zum Vorjahresbericht leicht abweichen.

Der aktuelle Bericht des Fachbereichs ‚Einzugsgebiet‘ folgt als dritter und letzter Hauptteil des Grünen Berichts vor einem Anhang mit Informationen zum Untersuchungsprogramm und Hinweisen auf weitere Informationsquellen.

Am Bericht mitgearbeitet haben:

Dr. Beat Baumgartner, Frauenfeld
Dipl. nat. ETH Heinz Ehmann, Frauenfeld
Dr. Hans Güde, Langenargen
Dipl.-Ing. Gerhard Hutter, Bregenz
Dr. Harald Hetzenauer, Langenargen
Dr. Reiner Kümmerlin, Langenargen
Dipl.-Ing. (FH) Günther Kuhn, Langenargen
Dr.-Ing. Ulrich Lang, Stuttgart
Dr. Herbert Löffler, Langenargen
Dipl.-Ing. (FH) Robert Obad, Langenargen
Dr. Heinz Gerd Schröder, Langenargen
Dr. Hans-Bernd Stich, Langenargen
Dipl.-Phys. Bernd Wahl, Langenargen
Dr. Thomas Wolf, Langenargen

Inhaltsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL 8

Modelluntersuchungen zur Ausbreitung von anthropogenen Spurenstoffen (ASS) im Bodensee-Obersee 9

Einleitung	9
Langzeitsimulationen zur Bestimmung der Verweilzeiten	10
Langzeitsimulationen zur Abschätzung der Konzentrationsentwicklung anthropogener Spurenstoffe	15
Auswahl der Szenarienrechnung	17
Zusammenfassung und Ausblick	23

B – JAHRESBERICHT25

Einleitung..... 26

Zustandsbeschreibung 27

Bodensee-Obersee	27
Bodensee-Untersee	33
Fazit und Handlungsbedarf	35

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2011 36

Meteorologie	38
Hydrologie.....	39
Windverteilung	40
Wassertemperaturen über der Oberfläche und über Grund.....	41
Wärmeinhalt.....	42
Wassertemperatur.....	43
Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat	45
Sauerstoff.....	46
Gesamtphosphor.....	47
Orthophosphat	48
Nitrat	49
Ammonium	50
Silikat	51
Chlorid.....	52
Mangan	53
Eisen	54
Phytoplankton-Bilder	55
Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Überlinger See).....	57
Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil)	58
Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee)	59
Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee).....	60
Bodensee-Obersee (Überlinger See) Gruppen in 0-20m	63

Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Gruppen in 0-20m.....	64
Bodensee-Untersee (Zellersee) Gruppen in 0-20m	65
Bodensee-Untersee (Rheinsee) Gruppen in 0-20m	66
Bodensee-Untersee (Gnadensee) Gruppen in 0-20m.....	67
Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Hauptarten in 0-20m	68
Bodensee-Obersee (Überlinger See) Hauptarten in 0-20m	69
Bodensee-Untersee (Zellersee) Hauptarten in 0-20m.....	71
Bodensee-Untersee (Rheinsee) Hauptarten in 0-20m	72
Bodensee-Untersee (Gnadensee) Hauptarten in 0-20m.....	73
Pigmente.....	74
Langzeitentwicklung Chlorophyll-a	74
Saisonale Muster der Chlorophyll-a Konzentrationen	75
Saisonale Muster der Leitpigmente	76
Zooplankton	79
Langzeitentwicklung Crustaceen	79
Saisonale Entwicklung des Zooplanktons	79
Bakterien.....	82
Fischfang-Erträge im Obersee	84
Fischfang-Erträge im Untersee	85
Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2010/2011	86
Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet	87
1. Abwasserbeseitigung	87
2. Spezielle Fliessgewässeruntersuchungen und Übersichtskarten	90
3. Übersichtskarten	90
4. Ländliches Areal.....	90
5. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee	90
Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet	92
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2008-2011	93
Fliessgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2011.....	94
AUSKÜNFTE	95

Abbildungsverzeichnis

A – AKTUELLER TEIL

ABB. 1:	VERGLEICH DER BERECHNETEN UND SIMULIERTEN WASSERTEMPERATUREN IN VERSCHIEDENEN TIEFEN; (A) 5 M; (B) 50 M; (C) 150 M; (D) 250 M (QUELLE MESSDATEN: BODENSEE-WASSERINFORMATIONSSYSTEM (BOWIS) DER IGKB).	10
ABB. 2:	WASSERAUSTAUSCHRATE: VERLAUF EINER MITTLEREN MARKIERUNGSSTOFFKONZENTRATION IM SEE, BLAU: THEORETISCHE ENTWICKLUNG BEI EINER PFROPFENSTRÖMUNG, ROT: THEORETISCHE ENTWICKLUNG BEI EINER VOLLSTÄNDIGEN DURCHMISCHUNG, SCHWARZ: SIMULIERTE ENTWICKLUNG.	12
ABB. 3:	MITTLERE VERWEILZEIT IM PROFIL FISCHBACH – UTTWIL IM JAHRESVERLAUF (ZEHNTE SIMULATIONSJAHR, MONATSMITTELWERTE).	13
ABB. 4:	MITTLERE VERWEILZEIT IM FEBRUAR (LINKE SPALTE) UND JULI (RECHTE SPALTE) IN DEN TIEFENSTUFEN 0 – 20 M, 20 – 100M UND 100 – 250 M IM ZEHNTE SIMULATIONSJAHR.	14
ABB. 5:	ZEITLICHE ENTWICKLUNG DES WASSERALTERS AM ABFLUSS DES OBERSEES IM SEERHEIN IM ZEHNTE SIMULATIONSJAHR.	15
ABB. 6:	PROGNOSTIZIERTE ENTWICKLUNG AUSGEWÄHLTER SPURENSTOFFE (DURCHGEZOGENE LINIE), GESTRICHELTE LINIE: BANDBREITE AUFGRUND DER BESTIMMUNGSGENAUIGKEIT.	17
ABB. 7:	GEMESSENE WINDVERHÄLTNISSE UND LUFTTEMPERATUREN VON MITTE MÄRZ BIS ENDE APRIL 2009 BEI FRIEDRICHSHAFEN (DWD) MIT MARKIERTEN AUSWERTEPERIODEN.	19
ABB. 8:	ÜBER DEN ALPENRHEIN EINGETRAGENE, BERECHNETE UND NORMIERTE SPURENSTOFFKONZENTRATION IM SEE IM FRÜHJAHR-SZENARIO; ZEITLICHE MITTELUNG DER VERTIKALEN MAXIMALWERTE ÜBER VIER VERSCHIEDENE PERIODEN (P1-P4).	20

B – JAHRESBERICHT

UNTERSUCHUNGSPROGRAMM FREIWASSER 2011

ABB. 1:	LANGFRISTIGE ENTWICKLUNG DER PHOSPHOR-, SAUERSTOFF-, STICKSTOFF- UND CHLORIDKONZENTRATIONEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTIL).	29
ABB. 2:	ÜBERSICHTSKARTE DER IGKB-MESSSTELLEN IM BODENSEE.	37
ABB. 3:	METEOROLOGISCHE GRÖßEN. QUELLE: DATEN DER WETTERSTATION KONSTANZ DES DEUTSCHEN WETTERDIENSTES (DWD).	38
ABB. 4:	HYDROLOGISCHE GRÖßEN; WASSERSTAND PEGEL KONSTANZ UND ABFLUß ALPENRHEIN PEGEL LUSTENAU. QUELLEN: HOCHWASSER-VORHERSAGE-ZENTRALE (HVZ) BADEN-WÜRTTEMBERG, BODENSEEONLINE UND BUNDESAMT FÜR UMWELT BAFU, CH.	39
ABB. 5:	HÄUFIGKEITSVERTEILUNG DES WINDES FÜR DAS JAHR 2010 (UNTERE ABBILDUNG) BZW. DIE LETZTEN 30 JAHRE (OBERE ABBILDUNG). QUELLE: DATEN DER WETTERSTATION KONSTANZ DES DEUTSCHEN METEOROLOGISCHEN DIENSTES (DWD).	40
ABB. 6:	LANGZEITLICHE WASSERTEMPERATURENTWICKLUNG AN DER OBERFLÄCHE UND ÜBER GRUND FÜR DIE SEETEILE OBERSEE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTIL), ZELLERSEE UND RHEINSEE.	41
ABB. 7:	WÄRMEINHALT IN DEN SEETEILEN OBERSEE (0-250M), ZELLERSEE (0-22M) UND RHEINSEE (0-46M).	42
ABB. 8:	WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	43
ABB. 9:	WASSERTEMPERATURVERTEILUNG IM JAHR 2010 IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE IM OBERSEE (MESSSTELLE FISCHBACH-UTTIL) SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	44

ABB. 10: ÜBERSICHT ÜBER DIE LANGZEITENTWICKLUNG DER SAUERSTOFFMINIMA IN 1 M ÜBER GRUND, SOWIE DER GESAMTPHOSPHOR-, AMMONIUM-N- UND NITRAT-N-JAHRESMITTELWERTE IN SEEMITTE OBERSEE (FU), ZELLERSEE UND RHEINSEE. DIE PARAMETER WERDEN IM DETAIL BEI DEN JEWEILIGEN ISOPLETHENDARSTELLUNGEN DISKUTIERT.	45
ABB. 11: SAUERSTOFFVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	46
ABB. 12: GESAMTPHOSPHORVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	47
ABB. 13: ORTHOPHOSPHATVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	48
ABB. 14: NITRAT-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	49
ABB. 15: AMMONIUM-N-VERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	50
ABB. 16: SILIKATVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, IM ZELLERSEE UND IM RHEINSEE.	51
ABB. 17: CHLORIDVERTEILUNG IN DER BREGENZER BUCHT, IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE, SOWIE IM ZELLERSEE UND RHEINSEE IM UNTERSEE.	52
ABB. 18: MANGANVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	53
ABB. 19: EISENVERTEILUNG IN SEEMITTE (FU) IM OBERSEE UND IM ZELLERSEE.	54
ABB. 20: DINOBYRON DIVERGENS (LÄNGE DER EINZELZELLE 30-65 µM)	55
ABB. 21: SYNURA UVELLA (LÄNGE 10-15 µM, BREITE 8-10 µM).	55
ABB. 22: MALLOMONAS ACAROIDES (LÄNGE 18-45 µM, BREITE 7-23 µM).	55
ABB. 23: MALLOMONAS ACAROIDES, SCHUPPEN (LÄNGE 18-45 µM, BREITE 7-23 µM).	55
ABB. 24: CYCLOTELLA COSTEI (SYN. C. CYCLOPUNCTA; ZELLEN Ø 8-12 µM).	55
ABB. 25: CYCLOTELLA RADIOSA (ZELLEN Ø 8-50 µM).	55
ABB. 26: STEPHANODISCUS ALPINUS (ZELLEN Ø 10-32 µM).	56
ABB. 27: ASTERIONELLA FORMOSA (LÄNGE 40-75 µM BREITE 2-4 µM).	56
ABB. 28: ASTERIONELLA FORMOSA (LÄNGE 40-75 µM BREITE 2-4 µM).	56
ABB. 29: FRAGILARIA CROTONENSIS (LÄNGE 40-170 µM).	56
ABB. 30: TABELLARIA FENESTRATA (LÄNGE 35-80 µM, BREITE 4-10 µM).	56
ABB. 31: GYMNODINIUM HELVETICUM (LÄNGE 42-57 µM BREITE 23-30 µM).	56
ABB. 32: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (ÜBERLINGER SEE, 1977-2011).	57
ABB. 33: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL, 1961-2011).	58
ABB. 34: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE, 1976-2011).	59
ABB. 35: LANGZEITENTWICKLUNG DES PHYTOPLANKTONS IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE, 1976-2011).	60
ABB. 36: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE 2011 (ÜBERLINGER SEE).	63
ABB. 37: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-OBERSEE 2011 (FISCHBACH-UTTWIL).	64
ABB. 38: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2011 (ZELLERSEE).	65
ABB. 39: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2011 (RHEINSEE).	66
ABB. 40: PHYTOPLANKTON-ENTWICKLUNG IM BODENSEE-UNTERSEE 2011 (GNADENSEE).	67
ABB. 41: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (FISCHBACH-UTTWIL).	68
ABB. 42: HAUPTARTEN IM BODENSEE-OBERSEE (ÜBERLINGER SEE).	69

ABB. 43: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (ZELLERSEE).	71
ABB. 44: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (RHEINSEE).	72
ABB. 45: HAUPTARTEN IM BODENSEE-UNTERSEE (GNADENSEE).	73
ABB. 46: LANGFRISTIGE CHLOROPHYLL-A ENTWICKLUNG.	74
ABB. 47: CHLOROPHYLL-A, KONZENTRATIONEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	75
ABB. 48: LEITPIGMENTE 2011 IN DER BREGENZER BUCHT.	76
ABB. 49: LEITPIGMENTE 2011 IN FISCHBACH-UTTWIL (SEEMITTE).	77
ABB. 50: LEITPIGMENTE 2011 IM ZELLERSEE.	78
ABB. 51: LANGZEITENTWICKLUNG DER CRUSTACEEN IN SEEMITTE IN 0-20M (FISCHBACH-UTTWIL).	79
ABB. 52: SAISONALE ENTWICKLUNG DER CLADOCEREN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	80
ABB. 53: SAISONALE ENTWICKLUNG DER COPEPODEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	80
ABB. 54: SAISONALE ENTWICKLUNG DER ROTATORIIEN IN VERSCHIEDENEN STATIONEN.	80
ABB. 55: FÄKALKEIME (E. COLI) IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTWIL).	82
ABB. 56: ZELLDICHTEN DES BAKTERIENPLANKTONS, ENTWICKLUNG IN SEEMITTE (STATION FISCHBACH-UTTWIL). IM JUNI 2008 METHODENWECHSEL IN FLUORESZENZMIKROSKOPIE, PROBEN AUS SCHICHT 10 - 30 M WURDEN 2008 NUR UNVOLLSTÄNDIG ERFASST UND SIND DAHER NICHT DARGESTELLT.	82
ABB. 57: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-OBERSEE (QUELLE: FFS BADEN-WÜRTTEMBERG).	84
ABB. 58: FISCHFANG-ERTRAG IM BODENSEE-UNTERSEE (QUELLE: FFS BADEN-WÜRTTEMBERG).	85

UNTERSUCHUNGSPROGRAMM EINZUGSGEBIET 2010/ 2011

ABB. 1: ENTWICKLUNG DER ABWASSEREINIGUNG: ANSCHLUSSGRAD AN ZENTRALE ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN, ORDNUNGSGEMÄSSE DEZENTRALE ENTSORGUNG UND TOTALE ORDNUNGSGEMÄSSE ABWASSERREINIGUNG. DER ANTEIL BEI DER ORDNUNGSMÄSSIGEN DEZENTRALEN ENTSORGUNG HAT ABGENOMMEN, WEIL IN BADEN-WÜRTTEMBERG UND BAYERN SEIT 2010 NEUE ANFORDERUNGEN GELTEN.	88
ABB. 2: ENTWICKLUNG DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFFRETFRACHTEN IM ABLAUF ALLER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES (SEIT 2010 INKL. ANTEILE APPENZEL AUSSERRHODEN IM EINZUGSGEBIET).	89
ABB. 3: PROZENTUALER VERLAUF DER ABWASSERMENGEN, DER SCHMUTZSTOFF- (CSB) UND DER NÄHRSTOFFFRETFRACHTEN ALLER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES BEZOGEN AUF DAS JAHR 2001 BZW. FÜR STICKSTOFF DAS JAHR 2002.	89
ABB. 4: ENTWICKLUNG DER P _{FILTRIERT} -FRACHTEN IN DEN BODENSEE VON ALPENRHEIN, BREGENZERACH, SCHUSSEN UND	91
ABB. 5: VERGLEICH VON ABFLUSSMENGEN UND PO ₄ -P-FRACHTEN DES ALPENRHEINS IM JAHR 1999 BEI DER NADUF-MESSSTELLE DIEPOLDSAU	91
ABB. 6: KLÄRANLAGENKARTE: STAND DER REINHALTUNGSMASSNAHMEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	92
ABB. 7: KARTE MIT DEN WICHTIGEN FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES.	93
ABB. 8: KARTE DER FLIESSGEWÄSSER-MESSSTELLEN IM EINZUGSGEBIET DES BODENSEES, UNTERSUCHUNGSHÄUFIGKEITEN IN EINEM ZEITRAUM VON EINEM JAHR.	94

A – Aktueller Teil

Modelluntersuchungen zur Ausbreitung von anthropogenen Spurenstoffen (ASS) im Bodensee-Obersee

Einleitung

Die Spurenstoffkonzentrationen im See wurden über die Messkampagne der IGKB 2008 und 2009 an einigen wenigen Stellen im See bestimmt. Damit liegen grobe Anhaltswerte zu den aktuellen Verhältnissen im See vor. Anhand des Stoffflussmodells der EAWAG wurden die Zuflusskonzentrationen der Spurenstoffe in den Zuflüssen aus dem Einzugsgebiet ermittelt. Dies ist eine wichtige Grundlage für die weitere Abschätzung der Spurenstoffkonzentrationen im See. Mit Hilfe der im Forschungsprojekt BodenseeOnline entwickelten Modellwerkzeuge wurden nun Untersuchungen zur langfristigen Entwicklung der Spurenstoffkonzentrationen im See und zu den lokalen Ausbreitungen von ausgewählten Zuflüssen durchgeführt. Dazu wurden hydrodynamische Modelle mit unterschiedlichen horizontalen Auflösungen des Modellnetzes verwendet. Für die Langzeitsimulationen kam ein Modell mit einem 1x1 km²-Raster zum Einsatz. Für die Szenarienrechnungen an ausgewählten Zuflüssen wurde ein jeweils lokal bis auf 20 – 50 m verfeinertes Modell verwendet.

Anhand der Langzeitsimulationen wurde die zukünftige Entwicklung einzelner Spurenstoffe bestimmt und die Aufenthaltszeiten von Wasserinhaltsstoffen im See ermittelt. Dies ist eine wichtige Grundlagenkenntnis für die Abschätzung der Entwicklung von Spurenstoffkonzentrationen in der Zukunft, z.B. bei neuen Spurenstoffen, oder Stoffen die nicht weiter in der Industrie oder Landwirtschaft eingesetzt werden. Außerdem wurden Verweilzeiten des dreidimensionalen Wasserkörpers bestimmt, die aufzeigen, welche Wasserkörper im See häufiger ausgetauscht werden als andere. Die mittleren Verweilzeiten geben in horizontaler und vertikaler Richtung detailliert Auskunft über das Austauschverhalten des Sees.

Da insbesondere im Bereich der Zuflüsse die lokalen Strömungsverhältnisse hinsichtlich der Ausbreitung von Wasserinhaltsstoffen entscheidend sind, wurden Szenarienrechnungen für den Alpenrhein, die Dornbirnerach, den Alten Rhein, die Steinach und die Schussen durchgeführt. Diese geben in Abhängigkeit der saisonalen Verhältnisse Auskunft über die Ausbreitung der Flusswasserfahnen und die Einmischung des Flusswassers in das Seewasser differenziert nach Flachwasserzone und Pelagial.

Da die meisten Spurenstoffe im Gewässer näherungsweise persistent sind, wurden die Simulationen mit einem nicht abbaubaren Tracer durchgeführt und so auf die Spurenstoffkonzentrationen im See geschlossen. Da die untersuchten Substanzen hauptsächlich über die Siedlungsgebiete eingetragen werden, ist mit einer gleichmäßigen Fracht aus den Kläranlagenabflüssen zu rechnen, wie dies durch die EAWAG nachgewiesen wurde. Deshalb wurde die Zuflusskonzentration in den See umgekehrt proportional zum Abfluss der Zuflüsse angesetzt, so dass sich eine zeitlich konstante Fracht für die Spurenstoffe ergibt.

Langzeitsimulationen zur Bestimmung der Verweilzeiten

Verifizierung mit Messdaten

Für die Langzeitsimulationen wurde ein grobes dreidimensionales hydrodynamisches Modell für den Obersee des Bodensees gewählt. Es wurde der Zeitraum 2000 bis 2010 mit den hydrologischen und meteorologischen Randbedingungen verwendet und die berechnete Temperaturentwicklung mit den Messwerten an dem IGKB-Messpunkt zwischen Fischbach und Uttwil verglichen (siehe Abb. 1).

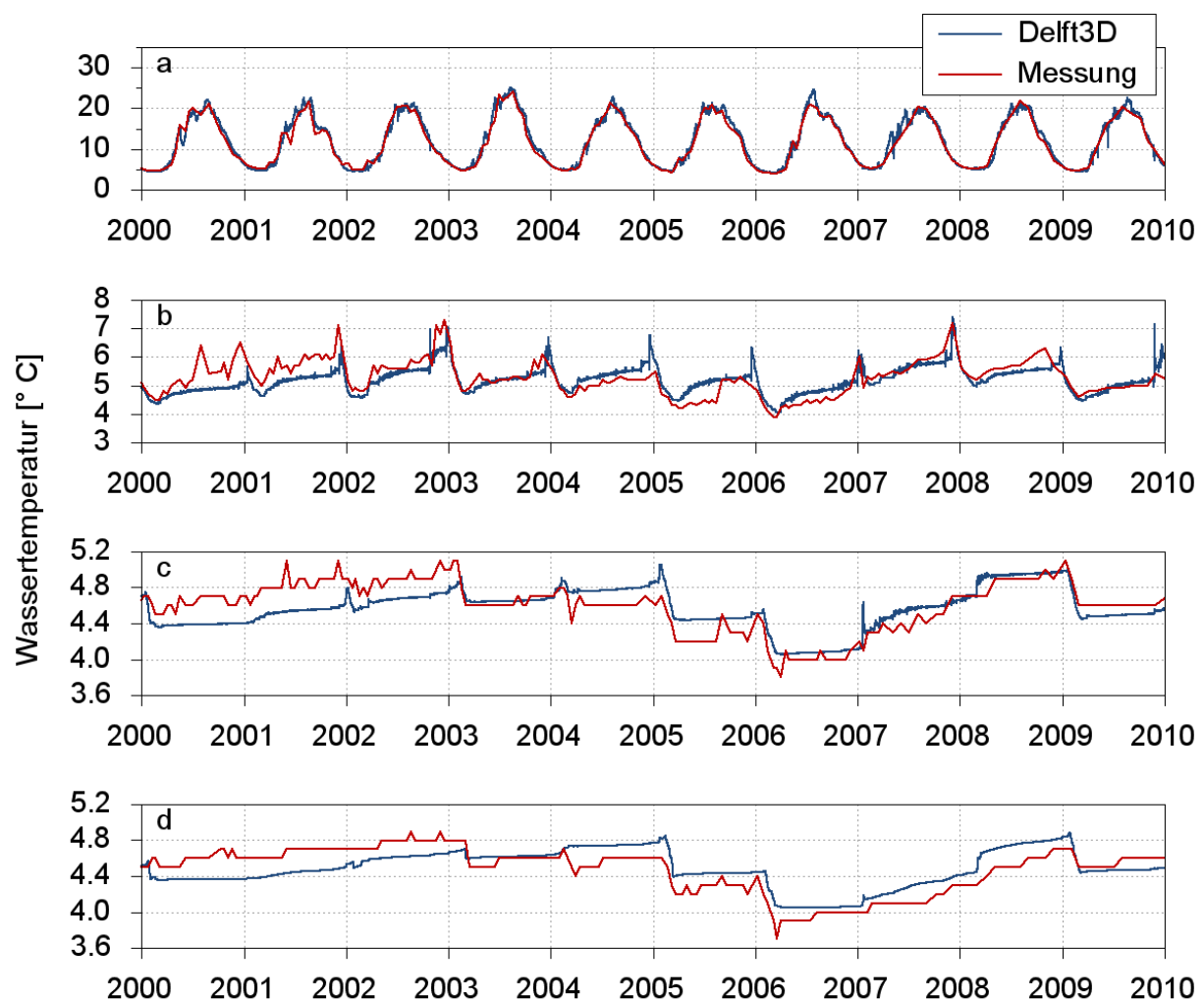


Abb. 1: Vergleich der berechneten und simulierten Wassertemperaturen in verschiedenen Tiefen; (a) 5 m; (b) 50 m; (c) 150 m; (d) 250 m (Quelle Messdaten: Bodensee-Wasserinformationssystem (BOWIS) der IGKB).

Wie Abb. 1 zeigt, werden die gemessenen saisonalen und langjährigen Temperaturentwicklungen vom Modell abgebildet. Während die Seeoberfläche durch den saisonalen Gang der Lufttemperatur und der Strahlungsverhältnisse geprägt ist, zeigen die Tiefenstufen in 150 m und 250 m Tiefe den ausgeprägten Einfluss der mehrjährigen Entwicklung mit kalten und warmen Wintern. So findet eine deutliche Abkühlung des Tiefenwassers im Simulationszeitraum hauptsächlich 2005 und 2006 statt. Nach der Durchmischung im Winter 2006 steigt die Tiefenwassertemperatur bis zum Winter 2009 stetig an, so dass davon ausgegangen werden kann, dass in diesem Zeitraum keine Durchmischung des Tiefenwassers stattgefunden hat.

Wasseraustauschrate

Basierend auf der Zeitreihe 2000 bis 2010 wurde eine Prognose zur Bestimmung der Verweilzeiten im Bodensee durchgeführt, in dem zum Simulationsbeginn der Wasserkörper des Bodensees mit einer Konzentration von 100 % belegt wurde. Über die Zuflüsse kommt nicht markiertes Wasser in den Bodensee, so dass das initiale Wasser mit der Zeit ausgetragen wird. Würde das zufließende Wasser wie eine Pfropfenströmung das initiale Seewasser verdrängen, so wäre das Seewasser nach 4,5 Jahren vollständig ausgetauscht. Nimmt man eine vollständige Durchmischung des Sees an (idealer Mischreaktor), so lässt sich über eine Exponentialfunktion (siehe Abb. 2) eine theoretische Austragsfunktion ermitteln, der eine Halbwertszeit (Zeit nach der 50% der initialen Masse ausgetragen ist) von 3,12 Jahren zu Grunde liegt. Tatsächlich liegen komplexe dreidimensionale Strömungs- und Vermischungsvorgänge vor, die zu einer sommerlichen Schichtung, einer winterlichen Durchmischung und einer Einschichtung des Alpenrheinwassers während der stratifizierten Phase führen. Diese vom Modell simulierte Austragsfunktion ist in Abb. 2 in schwarz dargestellt. Sie zeigt eine mittlere Verweilzeit von 4,4 Jahren, nach der die Hälfte der initialen Masse ausgetragen ist. Nach 10 Jahren Simulationszeit sind noch 22% der initialen Masse im See vorhanden. Bezogen auf Spurenstoffe bedeutet dies, dass ein in den See eingetragener Stoff nach 4,4 Jahren noch die Hälfte der Konzentration aufweist und nach 10 Jahren noch 22% vorhanden ist, falls kein Eintrag dieses Spurenstoffes mehr stattfindet. Auf der anderen Seite lässt sich aus der Funktion ableiten, dass ein neuer Spurenstoff selbst nach 10 Jahren noch nicht die maximale Konzentration im See erreicht, falls dieser schlagartig mit konstanter Fracht eingetragen wird. Für die Praxis lässt sich dadurch ableiten, dass Maßnahmen zur Reduzierung der Spurenstoffe erst nach mehreren Jahren oder sogar Jahrzehnten wirken können und dass neue Stoffe erst nach einigen Jahren im Bodensee beobachtbar sind.

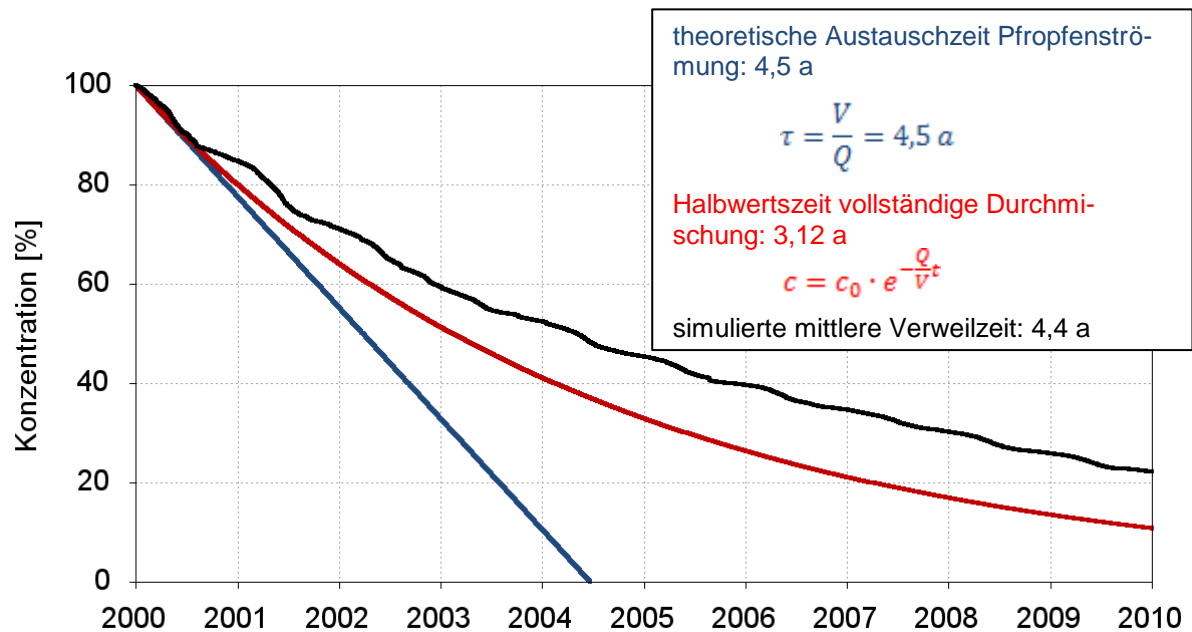


Abb. 2: Wasseraustauschrate: Verlauf einer mittleren Markierungsstoffkonzentration im See, blau: theoretische Entwicklung bei einer Pfropfenströmung, rot: theoretische Entwicklung bei einer vollständigen Durchmischung, schwarz: simulierte Entwicklung.

Verweilzeiten

Neben der Ermittlung der für den Gesamtsee gemittelten Austauschrate wurden mit dem dreidimensionalen Modell auch die Verweilzeiten differenziert in horizontaler und vertikaler Richtung ausgewertet. Dazu wurde wiederum der hydrologische Zeitraum zwischen 2000 und 2010 verwendet. Dabei wurde allerdings nicht das Seewasser initial markiert, sondern das Zuflusswasser mit einer Markierung belegt. Für das letzte Jahr wurde ausgewertet, wie lange die mittleren monatlichen Verweilzeiten in der Seemitte im Profil Fischbach-Uttwil im Jahresverlauf sind (siehe Abb. 3). Hieraus ist deutlich zu erkennen, dass sich im Sommer das erwärmte Zuflusswasser im Epilimnion einschichtet und dadurch hier die geringsten mittleren Verweilzeiten entstehen. Im Hypolimnion nimmt die mittlere Verweilzeit nach der Durchmischung im Februar bis zum kommenden Januar kontinuierlich zu und erreicht Werte von bis zu 6 Jahren.

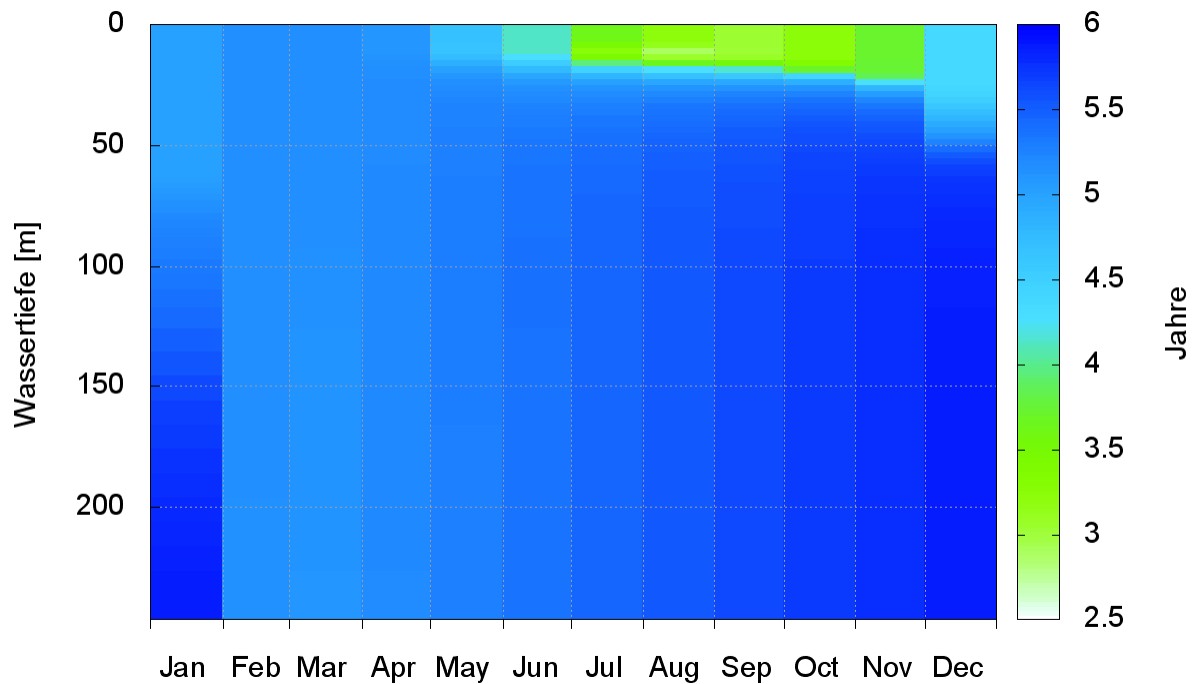


Abb. 3: Mittlere Verweilzeit im Profil Fischbach – Uttwil im Jahresverlauf (zehntes Simulationsjahr, Monatsmittelwerte) .

Die in Abb. 3 dargestellte zeitliche Entwicklung der mittleren Verweilzeit gilt nur für das Profil Fischbach – Uttwil. Vor der Alpenrheinmündung oder in der Bregenzer Bucht sind im selben Zeitraum deutlich geringere Verweilzeiten vorhanden, wie aus Abb. 4 hervorgeht. Während der ungeschichteten Periode im Februar ergibt sich für den Gesamtsee ein in etwa gleichmäßiges Bild in allen Tiefenstufen mit einer Verweilzeit von 4 bis 5 Jahren. Im Juli ist der deutliche Einfluss der Wassererneuerung durch die hauptsächlichen Zuflüsse Alpenrhein und Bregenzerach im Ostteil zu erkennen. Hier sind deutlich kleinere mittlere Verweilzeiten als im Westteil des Bodensees vorhanden.

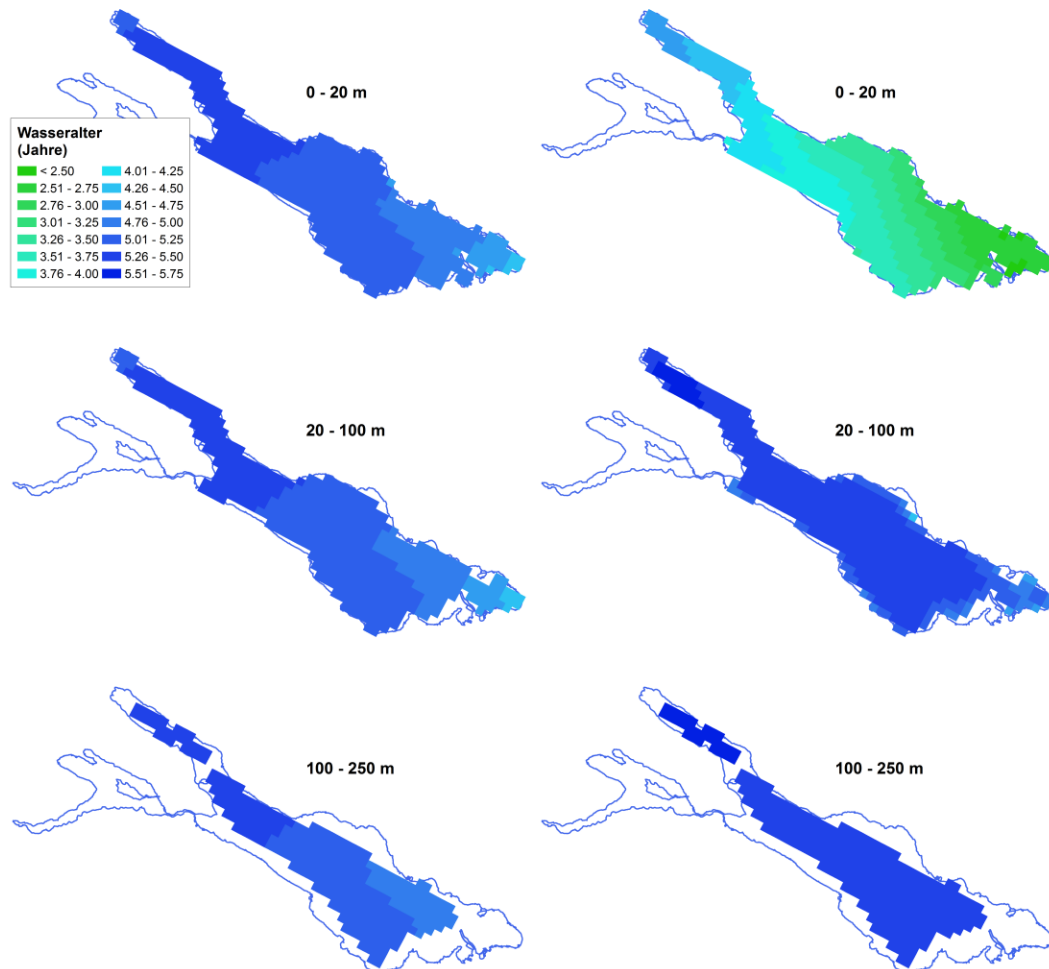


Abb. 4: Mittlere Verweilzeit im Februar (linke Spalte) und Juli (rechte Spalte) in den Tiefenstufen 0 – 20 m, 20 – 100m und 100 – 250 m im zehnten Simulationsjahr.

Wertet man das mittlere Wasseralter des Obersees beim Ausfluss im Seerhein aus, so ergibt sich die in Abb. 5 dargestellte zeitliche Entwicklung innerhalb des Jahres 2010. Die größten Wasseralter ergeben sich in den Zeiten ungeschichteter Verhältnisse im Winter. Hier wird am Ausfluss ein mittleres Wasseralter von bis zu 5,3 a erreicht. Während der Stratifizierung verjüngt sich das Wasseralter am Ausfluss bis auf 3,7 a im Mittel. Mit zunehmender Mächtigkeit des Epilimnions steigt das Wasseralter wieder an, wobei auch einzelne Ereignisse wie ein Windereignis im November dazu führen können, dass älteres Wasser aus dem Hypolimnion über den Seerhein im Herbst abfließen kann.

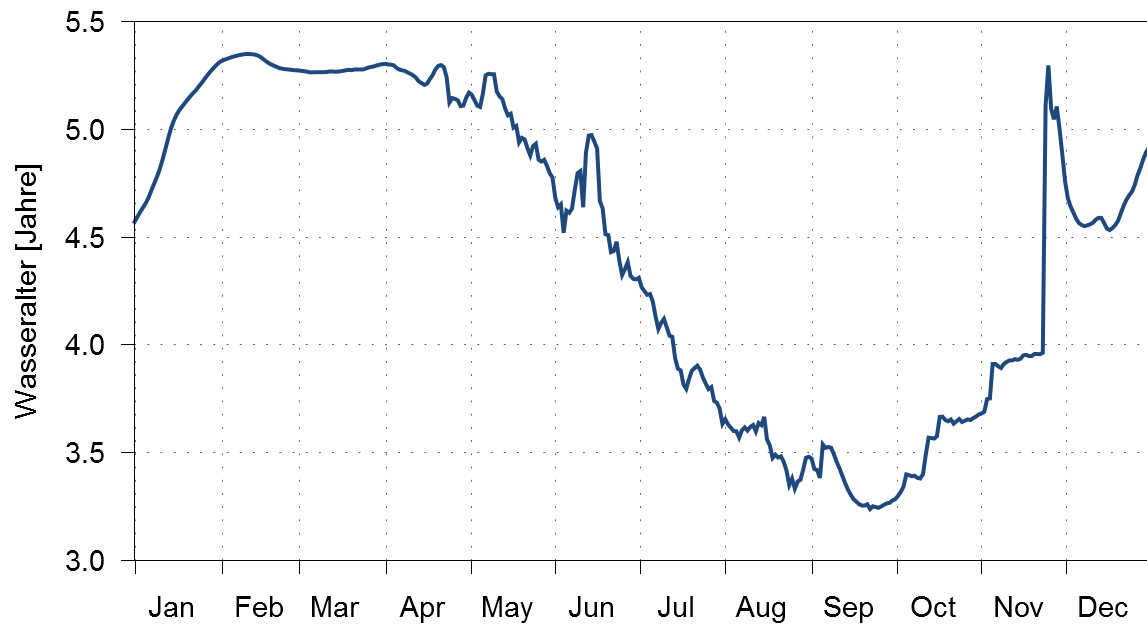


Abb. 5: Zeitliche Entwicklung des Wasseralters am Abfluss des Obersees im Seerhein im zehnten Simulationsjahr.

Langzeitsimulationen zur Abschätzung der Konzentrationsentwicklung anthropogener Spurenstoffe

Für die Abschätzung der Konzentrationsentwicklung anthropogener Spurenstoffe über die nächsten 10 Jahre bis 2019 wurde wiederum das grobe hydrodynamische Modell verwendet und die gemessenen Zuflussfrachten von 2009 der Spurenstoffe im Modell angesetzt. Das bedeutet, dass für die ausgewählten Spurenstoffe ein gleichbleibender Eintrag angenommen wird. Als Anfangskonzentration im See wurden die gemessenen Werte aus der IGKB-Messkampagne verwendet. Folgende Spurenstoffe wurden im Modell betrachtet:

- N, N-Dimethylsulfamid (DMS) ist ein Metabolit des Fungizids Tolyfluanid, das bis 2007 in Deutschland auf landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt wurde. In der Schweiz wurde es nicht verwendet.
- Carbamazepin ist eines der weltweit am häufigsten verwendeten Medikamente gegen Epilepsie und ist auch in den Kläranlagen weitgehend persistent.
- Acesulfam ist ein künstlicher Süßstoff, der seit 30 Jahren in der EU eingesetzt wird.
- Sucralose ist ebenfalls ein künstlicher Süßstoff, der erst seit 2004 zugelassen ist.

- Benzotriazol ist ein Korrosionsschutzmittel, das im Haushalt und der Industrie eingesetzt wird.
- Methyl-Benzotriazol: ist ebenfalls ein Korrosionsschutzmittel

Die Simulationsergebnisse der ausgewählten 6 Spurenstoffe sind in Abb. 6 dargestellt. Die durchgezogenen Linien entsprechen dem Simulationsergebnis. Da die gemessenen Zuflusswerte einer gewissen Unsicherheit unterliegen, ist mit den gepunkteten Linien das Vertrauensintervall zusätzlich mit dargestellt.

Das nicht mehr eingesetzte DMS zeigt einen fallenden Trend, da die Konzentration im See höher ist als die aktuelle Zuflusskonzentration. Die simulierte Abnahme von ca. 20 ng/L in drei Jahren entspricht in etwa den Beobachtungen im Rohwasser der Bodenseewasserversorgung. Bleibt die Zuflusskonzentration bestehen, so wird sich die Abnahme abschwächen und die Konzentration bis 2019 auf 40 ng/L absinken. Da allerdings davon ausgegangen werden kann, dass auch die Zuflusskonzentration weiter abnehmen wird, ist mit einer größeren Abnahme im See zu rechnen.

Das Antiepileptikum Carbamazepin wird schon seit Jahren eingesetzt. Hier liegt ein Gleichgewicht zwischen Zu- und Abfluss aus dem Bodensee vor, so dass es bei gleichbleibendem Eintrag nur aus hydrologischen Gründen zu geringen Schwankungen auf gleichem Niveau kommt.

Die künstlichen Süßstoffe Acesulfam und Sucralose zeigen einen ansteigenden Trend, da hier die aktuellen Zuflusskonzentrationen höher sind als in der Vergangenheit. Dies gilt insbesondere für Sucralose, die erst seit 2004 eingesetzt wird. Bei den Korrosionsschutzmitteln Benzotriazol und Methyl-Benzotriazol wird ein gleichbleibender Trend bzw. ein leichtes Ansteigen bei Methyl-Benzotriazol erwartet, falls der Eintrag konstant bleibt.

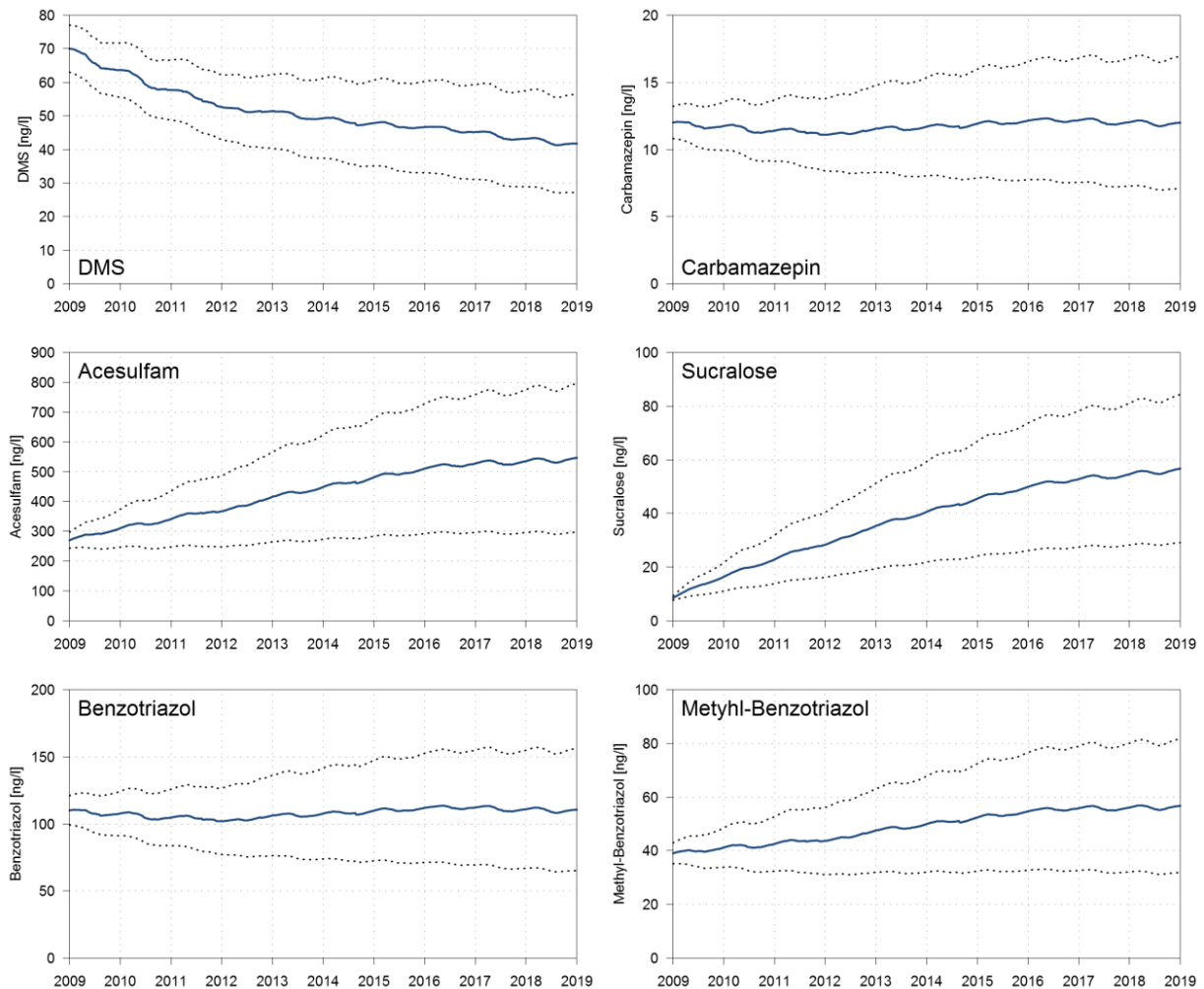


Abb. 6: Prognostizierte Entwicklung ausgewählter Spurenstoffe (durchgezogene Linie), gestrichelte Linie: Bandbreite aufgrund der Bestimmungsgenauigkeit.

Auswahl der Szenarienrechnung

Neben den Langzeitsimulationen wurden detaillierte Betrachtungen für ausgewählte Zuflüsse durchgeführt, um die Ausbreitung von Wasserinhaltsstoffen mit den Flusswasserfahnen im Nahbereich der Flussmündungen zu analysieren. Diese Betrachtungen wurden mit lokal im Bereich der Zuflüsse verfeinerten Modellnetzen in der Horizontalen durchgeführt. Es wurde jeweils ein Simulationszeitraum von 6 Wochen verwendet. Um die Ausbreitung bei unterschiedlichen saisonalen Verhältnissen zu untersuchen, wurden folgende drei Zeiträume ausgewählt:

- 02.02.-16.03.2009: ungeschichtete Verhältnisse (Winterszenario)
- 16.03.-27.04.2009: schwach geschichtete Verhältnisse (Frühjahrsszenario)
- 06.07.-17.08.2009: geschichtete Verhältnisse (Sommerszenario)

Alle Szenarienzeiträume entstammen dem Jahr 2009, so dass für die Simulationen eine bestmögliche aktuelle Datengrundlage vorhanden war. Die Simulationen wurden jeweils mit einem gemessenen Temperaturprofil zu Beginn des Szenarios initialisiert. Beispielhaft sind die meteorologischen Verhältnisse für das Frühjahrsszenario in Abb. 7 dargestellt. Der Gesamtzeitraum wurde in 4 Auswerteperioden unterteilt, in denen in etwa typische und ggf. auch stabile meteorologische Verhältnisse (insbesondere Windverhältnisse) vorgelegen haben.

Szenarienrechnungen wurden für folgende Zuflüsse und deren Flussmündungen im See durchgeführt:

- Alpenrhein: Da über den Alpenrhein ca. 65% des Seewassers zufließt, ist es wichtig dessen Ausbreitung im See zu kennen.
- Dornbirnerach: Da die Dornbirnerach einen großen Anteil an geklärtem Abwasser enthält, ist es wichtig die Ausbreitung des Flusswassers mit erhöhten Spurenstoffkonzentrationen zu kennen.
- Alter Rhein: Die Mündung des Alten Rheins wurde mit einem Leitdamm umgestaltet. Mit Hilfe der Szenarienrechnungen wurde die hydraulische Wirkung dieser Maßnahme untersucht.
- Steinach: Die Kläranlage von St. Gallen entwässert derzeit noch in die Steinach, so dass die Ausbreitung des Steinachwassers im See von Interesse ist.
- Schussen: Das Schussenwasser weist aufgrund des Einzugsgebiets bei den meisten Spurenstoffen deutlich erhöhte Werte auf. Außerdem grenzt an die Schussenmündung im Norden die ökologisch wertvolle Flachwasserzone des Eriskircher Rieds an. Es stellt sich die Frage, wie das Schussenwasser in die Flachwasserzone gelangt und diese beeinflusst.

Bei den Szenarienrechnungen wurde der Zufluss mit einer Konzentration belegt, die umgekehrt proportional zum Abfluss ist, damit sich bei den hydrologischen Schwankungen eine konstante Zuflussfracht ergibt. Für die Auswertung der Simulationsergebnisse wurden normierte Konzentrationen verwendet. Dabei wurde jeweils über den Simulationszeitraum der Abflussmittelwert bestimmt und eine Konzentration von 1 bei diesem Abfluss angesetzt. Da die Frachten konstant bleiben liegen die Konzentrationen bei Abflüssen größer dem Abflussmittelwert unter 1, bei Abflüssen kleiner dem Mittelwert über 1. Für die horizontalen Auswertungen wurden Mittelwerte der Konzentrationsverteilung in den 4 Perioden P1 – P4 ermittelt, wobei für die Mittelwerte die maximalen Konzentrationen in der vertikalen verwendet wurden.

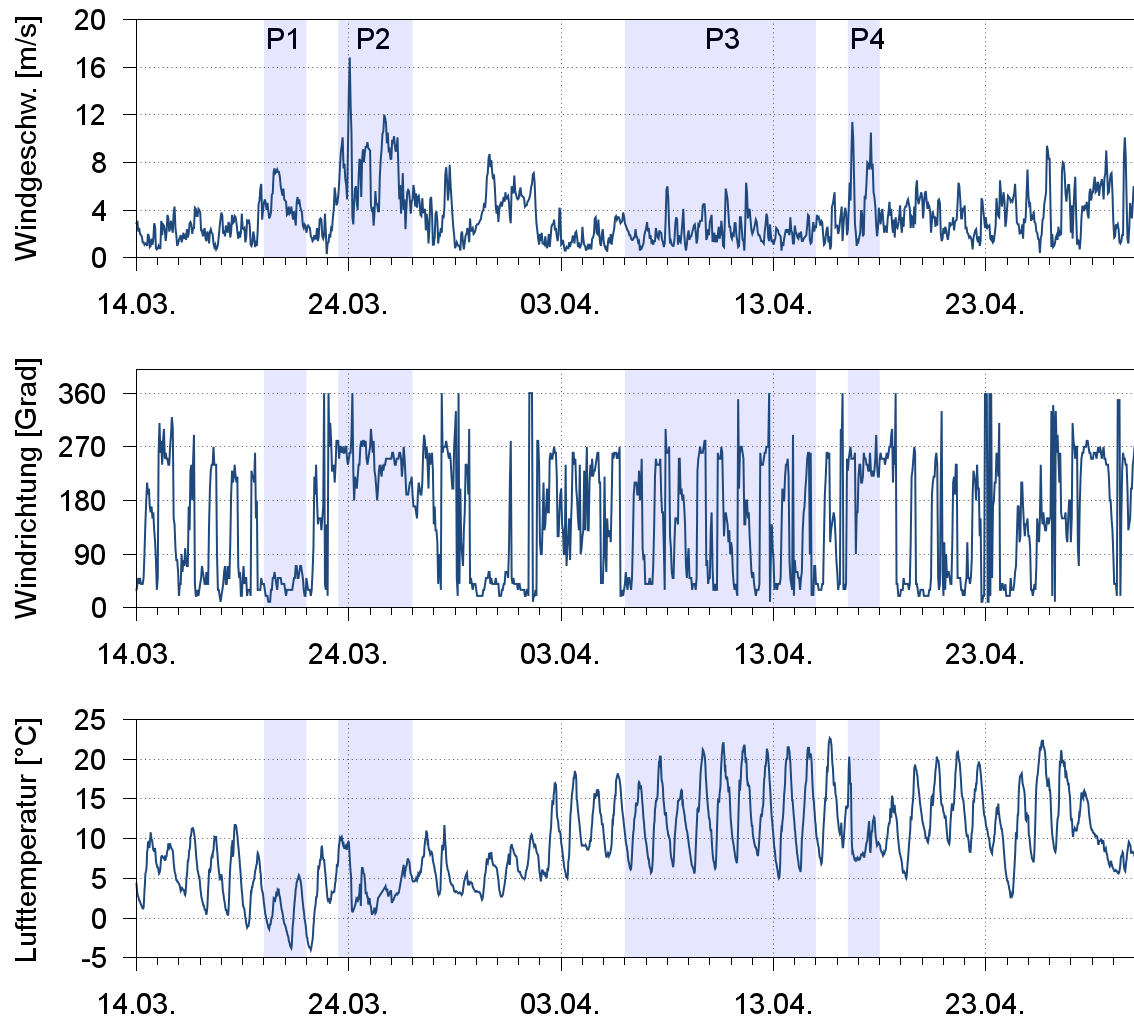


Abb. 7: Gemessene Windverhältnisse und Lufttemperaturen von Mitte März bis Ende April 2009 bei Friedrichshafen (DWD) mit markierten Auswerteperioden.

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die Zuflüsse Alpenrhein und Schussen näher dargestellt.

Szenarienrechnung Alpenrhein

Für den Alpenrhein ergeben sich die in Abb. 8 dargestellten mittleren Ausbreitungen im Frühjahrsszenario. Der Abfluss des Alpenrheins lag in dem betrachteten Zeitraum zwischen 100 und 400 m³/s, wobei dieser innerhalb des Simulationszeitraumes kontinuierlich anstieg. Es gab kein Hochwasserereignis in diesem Zeitraum.

In der Auswerteperiode P1 haben schwache bis mittlere Nordwinde vorgelegen, so dass das nach Norden abströmende Flusswasser wieder in Richtung Süden gedrückt wird und sich damit hauptsächlich im Mündungsbereich und südlich davon befindet. In der Periode P2 hat ein Windereignis aus westlicher Richtung vorgelegen, so dass sich das Alpenrheinwasser hauptsächlich direkt nördlich der Alpenrhein-

mündung befindet. In der Schwachwindperiode P3 kann sich das Alpenrheinwasser am weitesten am Nordufer nach Westen ausbreiten. Auch die Bregenzer Bucht erhält Alpenrheinwasser, das sich hier verteilt. Die sehr kurze Periode P4 mit einem Westwindereignis führt zu einer Verdünnung des rheinbürtigen Wassers im See, so dass die berechneten Konzentrationen geringer sind als bei der Periode P3 mit Schwachwinden, die unmittelbar davor liegt.

Generell breitet sich der Alpenrhein am Nordufer nach Westen aus. Im Frühjahr und Sommer schichtet sich das Wasser aus dem Alpenrhein an der Sprungschicht ein. Da der Alpenrhein bei Hochwasser eine hohe Schwebstoffführung aufweist, kann das Alpenrheinwasser an der Seesohle bis in größere Tiefen abgleiten (Underflow). Im Winter vermischt sich das Alpenrheinwasser mit dem Seewasser bis in größere Tiefen, da keine oder nur geringe Temperatur- und damit Dichteunterschiede zwischen See- und Flusswasser vorliegen.

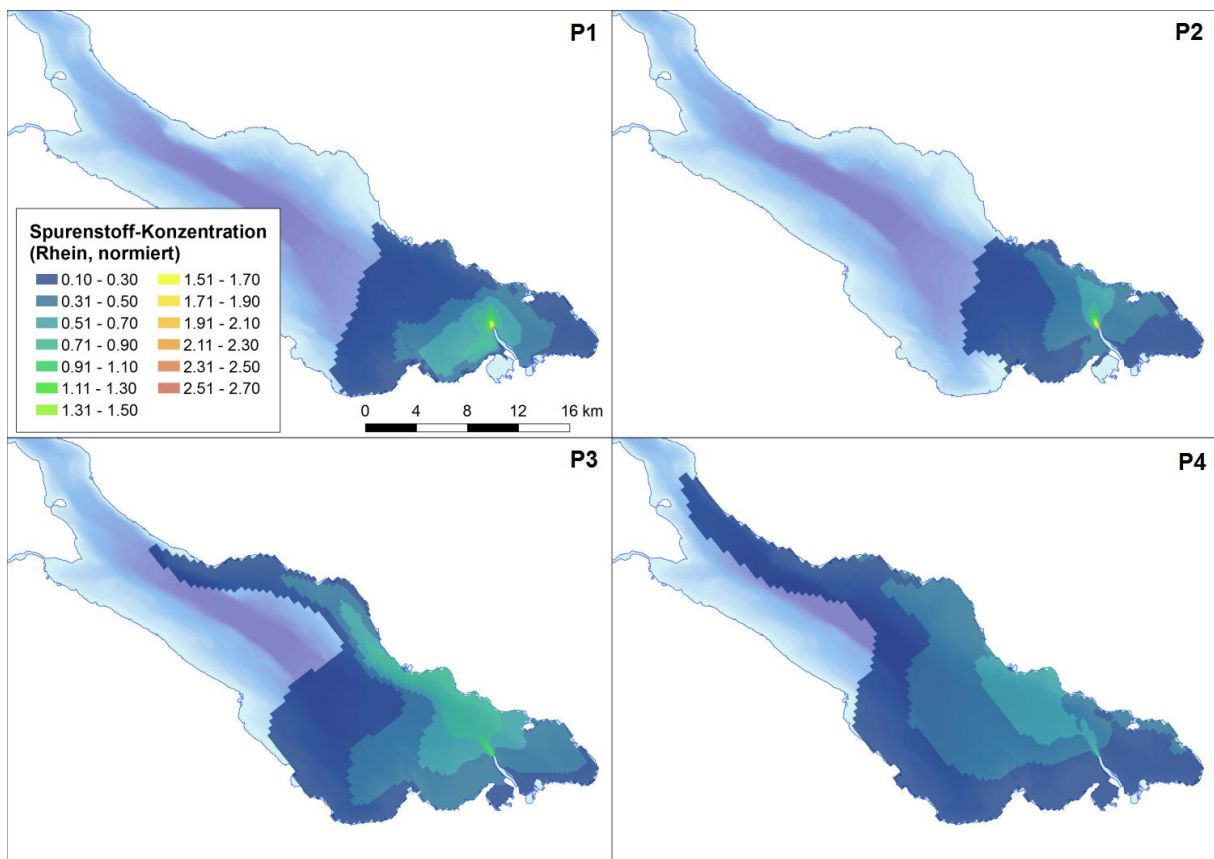


Abb. 8: Über den Alpenrhein eingetragene, berechnete und normierte Spurenstoffkonzentration im See im Frühjahrs-Szenario; zeitliche Mittelung der vertikalen Maximalwerte über vier verschiedene Perioden (P1-P4).

Szenarienrechnung Schussen

Im Frühjahrsszenario weist die Schussen einen Abfluss zwischen 10 und 30 m³/s auf. Die Wassertemperaturen steigen von 6 auf 12 °C im Simulationszeitraum an und

sind damit immer höher als die Seewassertemperaturen, so dass sich das Schussenwasser oberflächennah einschichtet. Aus den Ausbreitungsrechnungen ist deutlich zu erkennen, dass das Schussenwasser sowohl nach Norden als auch nach Süden uferparallel transportiert wird (siehe Abb. 9). In der Periode P1 mit ausschließlich Nordwind fließt das Schussenwasser am Ufer nach Süden ab. Bei starkem Westwind entsprechend Periode P2 wird das Schussenwasser in die nördliche Flachwasserzone des Eriskircher Rieds gedrückt. Bei Schwachwindverhältnissen (P3) folgt das Schussenwasser der generellen Seeströmung entlang des Ufers nach Norden und vermischt sich beim Übertritt über die Haldenkante mit dem Freiwasser.

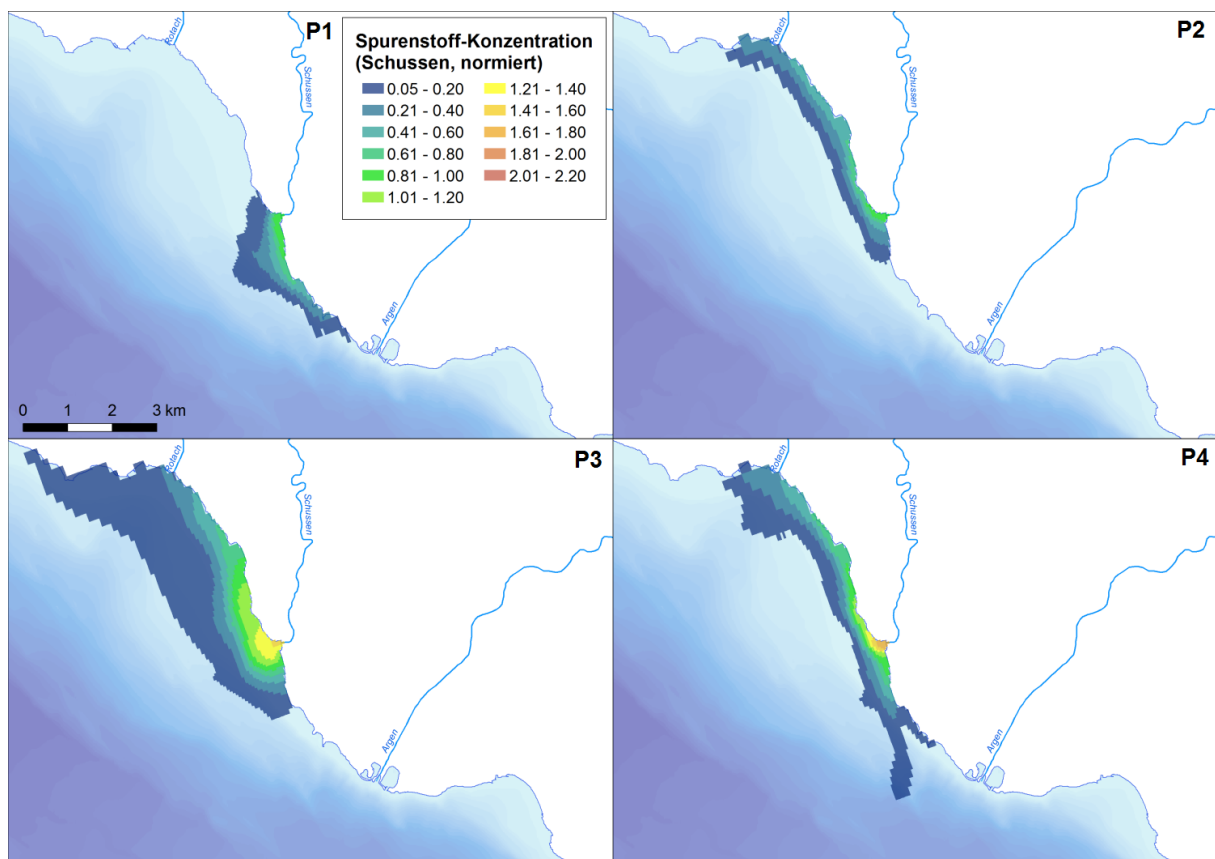


Abb. 9: Über die Schussen eingetragene, berechnete und normierte Spurenstoffkonzentration im See im Frühjahrs-Szenario; zeitliche Mittelung der vertikalen Maximalwerte über vier verschiedene Perioden (P1-P4).

Im Frühjahrszenario wird deutlich, dass die Strömungsrichtung direkt an der Schussenmündung häufig wechselt. In Abb. 10 sind die Strömungsgeschwindigkeiten parallel zum Ufer (Komponente u) und senkrecht zum Ufer (Komponente v) dargestellt. Während die Strömungskomponente senkrecht zum Ufer meist sehr gering ist, wechselt die Komponente parallel zum Ufer die Richtung und erreicht Strömungsgeschwindigkeiten von 10 bis 20 cm/s im Simulationszeitraum. Winde aus westlicher Richtung führen zu einer nach Norden gerichteten Seeströmung. Bei Schwachwinden (P3) ist ein periodischer Wechsel mit Periodenlängen von ca. einem Tag zu erkennen.



Abb. 10: Gemessene Windgeschwindigkeit und -richtungen bei Friedrichshafen (DWD) und u- und v-Komponente der mittleren Wassergeschwindigkeiten an einem Profil mit markierten Auswerteperioden (Lage Profil und Komponentenrichtungen siehe Einfügung).

Für die restlichen 3 Zuflüsse ergeben sich folgende Ausbreitungsszenarien:

- Dornbirnerach: Das Wasser der Dornbirnerach ist aufgrund der geringen Wasserführung (z.B. 5 bis 20 m³/s im Simulationszeitraum Frühjahrsszenario) hauptsächlich im Mündungsbereich zu finden. Bei allen drei Szenarien fallen die Spurenstoffkonzentrationen mit zunehmendem Abstand von der Mündung rasch ab. Dies wird im Besonderen bei ungeschichteten Verhältnissen durch vertikale Durchmischung unterstützt. Bei stabiler Temperaturschichtung kommt es zu einer oberflächennahen Einschichtung des Flusswassers. Dabei fehlt die vertikale Durchmischung weitestgehend, was die Ausbreitung erhöhter Spurenstoffkonzentrationen im Vergleich zum Winter verstärkt.
- Alter Rhein: Die Mündung des Alten Rheins wurde vor einigen Jahren mit Leitdämmen umgestaltet. Bei allen drei Szenarien ist der Einfluss der Leitdämme auf die hydrodynamischen Verhältnisse deutlich zu erkennen. So kommt es oftmals zu einem deutlichen Impulsstrahl in Richtung Seemitte. In den Ufer- und Flachwasserzonen sind kaum erhöhte Konzentrationen des

Wassers vom Alten Rhein zu beobachten. Eine Ausnahme davon bilden Nordwindereignisse bei oberflächennaher Einschichtung, wie sie im Winter- und Frühjahrsszenario auftreten. Bei einer Einschichtung in größeren Wassertiefen, wie sie bei stabiler Temperaturschichtung gegen Ende des Frühjahrsszenarios und im Sommer stattfindet, bildet die Morphologie der Seesohle kombiniert mit den Leitdämmen eine Barriere, die die Verteilung von Flusswasser im Ufer- und Flachwasserbereich vor allem während Schwachwindverhältnissen wirksam verhindert.

- Steinach: Der Abfluss der Steinach ist vergleichsweise gering und liegt in den untersuchten Zeiträumen meist unter $2 \text{ m}^3/\text{s}$, so dass sich das Wasser aus der Steinach sehr schnell mit dem Seewasser der im Bereich der Mündung liegenden Flachwasserzone vermischt. Wie anhand der Wassergeschwindigkeiten in der Flachwasserzone gezeigt wurde, erfolgt die weitere Ausbreitung tendenziell uferparallel in der Flachwasserzone. Im Winter- und Frühjahrsszenario kommt es an der Haldenkante nur selten zu erhöhten Konzentrationen, während dies im Sommer regelmäßig der Fall ist. Dabei schichten sich die Spurenstoffe oberflächennah ein. Windereignisse erhöhen die Durchmischung der Spurenstoffe im See und führen so zu einer rascheren Abnahme höherer Konzentrationen.

Zusammenfassung und Ausblick

Zur Ermittlung der langfristigen Entwicklung von Spurenstoffkonzentrationen im Bodensee-Obersee sowie der lokalen Ausbreitung aus ausgewählten Zuflüssen wurden modelltechnische Untersuchungen durchgeführt. Dazu wurden hydrodynamische Modelle an die entsprechenden Fragestellungen angepasst.

Die lokale Ausbreitung der Spurenstoffe wurde für die Zuflüsse Neuer und Alter Rhein, Dornbirnerach, Schussen und Steinach untersucht. Für jeden der Zuflüsse wurden jeweils Winter-, Frühjahr- und Sommer-Szenarien mit unterschiedlichen meteorologischen, hydrologischen und limnologischen Zuständen gerechnet.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass die Ausbreitung in Mündungsbereichen und Flachwasserzonen von einer Vielzahl von Faktoren abhängt. Dazu zählen z.B. Windereignisse und Kälteperioden, Hochwasserereignisse oder Schichtungsverhältnisse. Ebenso großen Einfluss besitzen aber auch die Gewässermorphologie im Mündungsbereich sowie die Struktur der Mündung.

Zur Untersuchung der Ausbreitung und Entwicklung von Spurenstoffen über längere Zeiträume wurden Langzeitsimulationen mit einer Simulationsdauer von zehn Jahren durchgeführt. Zur Ermittlung der Austauschrate des Seewassers wurde das Seewasser zu Beginn der Simulation markiert. Dieses Wasser wird im Laufe der Simulation durch zufließendes Wasser verdrängt. Die Konzentrationsänderung des anfänglichen Seewassers folgt näherungsweise einer exponentiellen Abnahme mit einer Halb-

wertszeit von ca. 4,4 Jahren. Nach zehn Jahren sind noch ca. 22 % des markierten Seewassers vorhanden. Daraus lässt sich ableiten, dass sich Eintragsänderungen von Stoffen im See erst nach einigen Jahren bemerkbar machen.

Die Modellierung von dreidimensionalen Verweilzeiten für den Obersee ergibt für das vertikale Profil der Seemitte Fischbach-Uttwil, dass sich im Sommer das erwärmte Zuflusswasser im Epilimnion einschichtet und dadurch hier die geringsten mittleren Verweilzeiten entstehen. Im Hypolimnion nimmt die mittlere Verweilzeit nach der Durchmischung im Februar bis zum kommenden Januar kontinuierlich zu und erreicht mittlere Verweilzeiten von bis zu 6 Jahren. Im horizontalen Schnitt für den Obersee ergibt sich in der ungeschichteten Periode ein in etwa gleichmäßiges Bild in allen Tiefenstufen mit einer Verweilzeit von 4 bis 5 Jahren. Dabei ist ein leichter Gradient mit geringeren Verweilzeiten im Ostteil des Sees zu erkennen. Im Juli sind die Verweilzeiten aufgrund der geschichteten Verhältnisse in der Oberflächenschicht deutlich geringer. Es besteht ein ausgeprägter Ost-West-Gradient mit geringeren Verweilzeiten im Ostteil. In den Schichten unterhalb 20 m Wassertiefe betragen die Verweilzeiten gleichmäßig 5-6 Jahre.

Die Modellierung der langfristigen Entwicklung der Spurenstoffkonzentrationen prognostiziert für die Stoffe Carbamazepin, Benzotriazol und Methyl-Benzotriazol über zehn Jahre etwa gleichbleibende Konzentrationen. Dies spricht dafür, dass diese Stoffe bereits seit vielen Jahren in den See eingetragen werden und sich Ein- und Austräge etwa die Waage halten. Im Gegensatz dazu steigen die modellierten Konzentrationen der Süßstoffe Acesulfam und Sucralose deutlich an. Die Zunahme der Konzentrationen im See passt mit dem Anstieg des Verbrauchs in den letzten Jahren zusammen. Abnehmende Konzentrationen wurden für den Stoff DMS prognostiziert. Da dieser Stoff seit einigen Jahren keine Verwendung mehr findet, ist diese Prognose plausibel.

Die im Rahmen der „BodenseeOnline-Modellierung“ erhaltenen Ergebnisse zeigen ein umfassendes Bild zur kurz- und langfristigen Ausbreitung und zukünftigen Entwicklung von Spurenstoffen im See. Zur Verifizierung dieser Modelldaten ist die Bestimmung ausgewählter Spurenstoffen im Bodensee unerlässlich. Aufgrund der ermittelten Verweilzeiten ist der von der IGKB beschlossene Untersuchungsturnus von 4 Jahren sinnvoll.

B – Jahresbericht

Einleitung

Der vorliegende Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) enthält die Ergebnisse der regelmäßigen limnologischen Freiwasseruntersuchungen des Bodensees.

Allgemeine Grundlagen und limnologische Zusammenhänge finden sich in der IGKB Bilanz 2004 „Der Bodensee: Zustand – Fakten – Perspektiven“, die unter www.igkb.org verfügbar ist.

Die Grundlage für den Bericht bildet das Langzeit-Untersuchungsprogramm der Kommission, an dessen Durchführung die folgenden Institutionen mitgewirkt haben:

- Institut für Umwelt und Lebensmittelsicherheit des Landes Vorarlberg in Bregenz: Untersuchungen des Chemismus in der Bregenzer Bucht.
- Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf, Fachabteilung Hydrobiologie / Limnologie: Datenverarbeitung.
- Amt für Umwelt des Kantons Thurgau, Frauenfeld: Terminfahrten, Messungen und Untersuchungen des Chemismus und des Phytoplanktons im Untersee-Rheinsee.
- Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Langenargen: Terminfahrten, Messungen und Untersuchungen des Chemismus, des Phyto- und Zooplanktons im Obersee und Untersee, bakteriologische Untersuchungen, physikalische und sedimentologische Untersuchungen, Datenverarbeitung und Berichterstattung.

Physikalisch-chemische Untersuchungen des Überlinger Sees an der Probenahmestelle zwischen Überlingen und Wallhausen wurden von der Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR) und vom Technologiezentrum Wasser (TZW), Karlsruhe, durchgeführt. Die Ergebnisse werden jeweils in den AWBR-Jahresberichten veröffentlicht und sind daher hier nur teils enthalten.

Der Deutsche Wetterdienst, Offenbach, stellte Daten der Wetterstation Konstanz für die Analyse der meteorologischen Situation des Obersees zur Verfügung.

Zustandsbeschreibung

Bodensee-Obersee

Die **Wasserstände** des Bodensees lagen im Januar und Februar des Jahres 2011 auf einem saisonal überdurchschnittlich hohen Niveau, blieben dann aber von April bis Juli deutlich unter dem mittleren Jahresverlauf. Speziell im Mai und Juni wurden sehr niedrige Wasserstände erreicht, die kurzzeitig sogar die untere Hüllkurve der beobachteten Werte seit 1850 unterschritten. Von August bis Dezember lagen die Werte meist etwas unter dem mittleren saisonalen Verlauf seit 1850, bezogen auf den mittleren Verlauf seit 1990 jedoch etwas darüber.

Die **Abflüsse des Alpenrheins** waren ausgeglichen und wiesen keine markanten Extreme auf. Der Abfluss betrug am Pegel Diepoldsau im Jahresmittel 190 m³/s und erreichte am 18.6.2011 mit 1079 m³/s seinen Maximalwert.

Das Jahr 2011 war ein überdurchschnittlich warmes Jahr und die mittleren jährlichen Lufttemperaturwerte der DWD-Station in Konstanz gehören zu den wärmsten Jahren seit Beginn der Zeitreihe (1947).

Für die Wetterstation Konstanz wiesen alle Monate außer Juli und Oktober eine überdurchschnittliche mittlere **Lufttemperatur** auf. Dabei zeigten insbesondere der März und April mit Monatsmittelwerten von 6.9 °C und 13.0 °C starke positive Abweichungen von 2.2 °C bzw. 4.3 °C gegenüber den langjährigen Mittelwerten. Deutlich erhöhte mittlere Monatstemperaturen zeigten auch die Monate Mai, August, September und Dezember.

Die **Wassertemperaturen** im Obersee zeigten in Seemitte zwischen Fischbach und Uttwil Anfang Februar noch eine relativ starke Temperaturschichtung mit einer Oberflächenwassertemperatur von 4.8 °C im Gegensatz zu 4.3 °C in 250 m Tiefe. Anfang März wurde dann eine weitgehende Auflösung der Temperaturschichtung festgestellt mit einer Temperatur von 4.4°C bis in 200 m Wassertiefe und einem mit 4.3 °C nur geringfügig kälteren darunterliegenden Wasserkörper.

Aufgrund des insgesamt sehr milden und warmen Wetters im Frühjahr 2011, konnte am 05. April bereits eine relativ starke Erwärmung des Oberflächenwassers auf 8.7 °C gemessen werden. Diese rasche Erwärmung setzte sich auch im April fort, so dass am 02. Mai in einer Wassertiefe von 0-5 m bereits eine Temperatur von etwa 14 °C gemessen wurde. Die 5 °C-Isotherme war zu diesem Messtermin auf etwa 30 m Wassertiefe abgesunken und blieb in der Zeit der sommerlichen Stagnationsphase bis in den September etwa in dieser Tiefe.

Die höchste Temperatur an der Seemitte-Messstelle wurde am 05. September mit 20.5 °C an der Oberfläche registriert. Die Anfang Juli und Anfang August gemessenen Oberflächentemperaturen waren mit 19.4 °C und 18.6 °C jeweils niedriger, was jedoch nicht ausschließt, dass zwischen den Messterminen auch höhere Temperaturen an dieser Messstelle auftraten.

Im weiteren Verlauf des Spätjahres kühlte die Wassersäule weiter aus, bis am 12. Dezember die obersten 30 m bereits auf eine konstante Wassertemperatur von etwa 8 °C abgekühlt waren und sich die 5 °C-Isotherme in einer Wassertiefe von etwa 60 m befand.

Der Jahresmittelwert der Oberflächentemperaturen bei Seemitte zählt mit ca. 12.5 °C im Jahr 2011 zu den wärmsten beobachteten Temperaturen seit Messreihenbeginn (1962).

Die Analyse der winterlichen vertikalen **Durchmischung** zeigt, dass der Tiefenwasserkörper nur unvollständig ausgetauscht wurde. Zwar waren die vertikalen Temperaturunterschiede Anfang März nur noch sehr gering, doch spiegeln sie eine verbleibende vertikale Schichtung im Tiefenwasser wieder, die bis zum Ende der Mischungsphase nicht aufgelöst wurde. Die Messdaten lassen darauf schließen, dass seitlich in die Tiefe vordringende Dichteströme im Jahr 2011 keinen wesentlichen Beitrag zum Austausch der untersten Wasserschichten leisteten.

Die Konzentration des **Gesamtposphors** betrug im Jahresmittel 2011 5,9 µg/L (Abb. 1A). Damit ist der Jahresmittelwert gleich dem Vorjahreswert geblieben und liegt auch in der gleichen Größenordnung wie in der Zirkulationsphase 2011 (Februar bis April: 6,2 µg/L). Insgesamt haben die mittleren Konzentrationen an Gesamtposphor einen für große oligotrophe Alpenseen typischen Bereich erreicht.

Der **anorganische Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente ist 2011 mit einem Jahresmittel von 0,94 mg/L in der gleichen Größenordnung wie im Vorjahr geblieben (0,95 mg/L). Damit liegt die Konzentration an anorganischem Stickstoff seit Anfang der 1980er Jahre ohne langfristigen Trend im Bereich von 0,90 bis 1,01 mg/L.

Chlorid als Indikator vielfältiger Einträge aus dem Siedlungsbereich blieb nach zunehmendem Trend von 2004 bis 2007 zunächst von 2007 bis 2008 bei einem Jahresmittel von 6,1 mg/L konstant und ist seither kontinuierlich auf aktuell 6,7 mg/L gestiegen (2010: 6,5 mg/L, Abb. 1C). Ein beträchtlicher Teil der Zunahme stammt aus der winterlichen Straßensalzung, wie im Grünen Bericht 37 ausgeführt wurde.

Die **Sauerstoffgehalte** im tiefen Hypolimnion des Obersees von 200 - 254 m haben sich durch die unzureichende Zirkulation im Frühjahr 2011 nicht ausreichend erholen können. Im Verlauf des Sommers erfolgte in 254 m Tiefe eine kontinuierliche Abnahme an Sauerstoff bis zum herbstliche Minimum von 6,3 mg/L, was deutlich unter dem Vorjahreswert von 7,9 mg/L blieb (Abb. 1B). Im langjährigen Vergleich mit ähnlich schlechtem Zirkulationsverhalten aus den 1970er und 80er Jahren handelt es sich jedoch heute um eine deutlich bessere Sauerstoffversorgung der Tiefenwasserschicht.

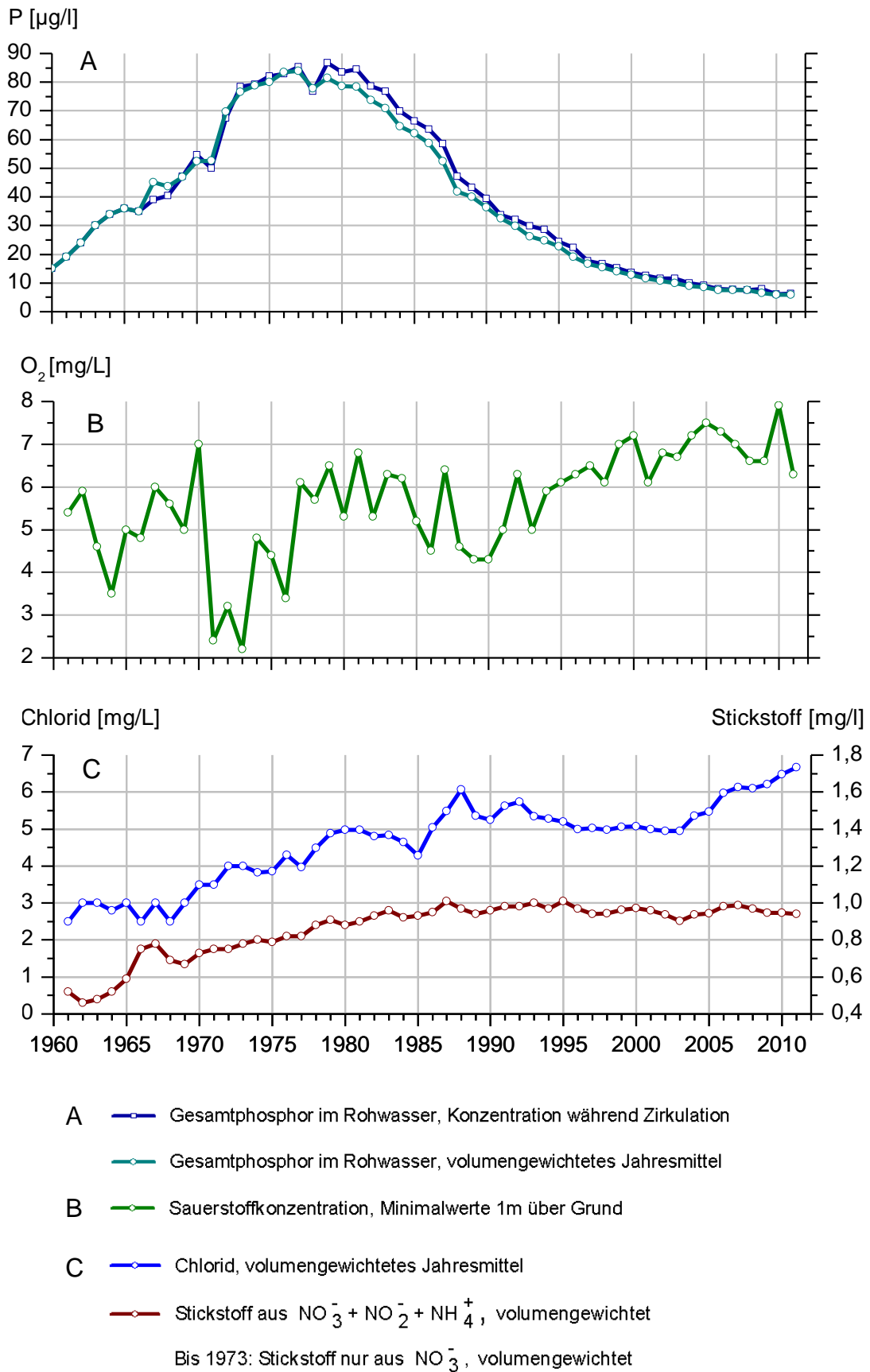


Abb. 1: Langfristige Entwicklung der Phosphor-, Sauerstoff-, Stickstoff- und Chloridkonzentrationen im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

Die **Phytoplankton**-Biomasse war in allen untersuchten Seeteilen höher als im Vorjahr. An der Station Fischbach-Uttwil im Obersee stieg sie seit 2008 bereits das vierte Jahr hintereinander an und erreichte 0,91 mg/L (18,2 g/m²). Sie liegt damit bereits etwas über dem Bereich der Schwankungen seit dem Jahr 1990. Die Phytoplankton-Durchschnittsbiomasse der letzten 20 Jahre liegt bei 0,56 mg/L, also deutlich niedriger als der Jahreswert für 2011.

Gegenüber den Vorjahren zeigte sich 2011 eine vollständig andere Zusammensetzung des Phytoplanktons. Das ganze Jahr über dominierten die Cryptophyceen und erreichten während der Frühjahrsblüte im April über 80 % der Gesamtbiomasse. Auch in den übrigen Monaten war der Anteil der Cryptophyceen durchgängig hoch. Cryptophyceen sind durchweg euryöke Ubiquisten, die mit sehr unterschiedlichen Umweltbedingungen zurechtkommen und in den verschiedensten Habitaten vorkommen. Die früher regelmäßig hohen Frühjahrsblüten sind schon seit einigen Jahren deutlich niedriger geworden und erreichen in den meisten Jahren maximal die Höhe der Sommerentwicklungen. Dies trifft aber für 2011 nicht zu; eine kräftige Frühjahrsblüte im April war deutlich höher als die Sommerspitzen. Eine mögliche Ursache für diese Entwicklung könnte das warme, trockene Frühjahr gewesen sein.

Die Probenahmestation **Überlinger See** wird durch die Bodensee-Wasserversorgung bearbeitet. Im Zuge der Zusammenarbeit im Rahmen der IGKB werden die meisten Untersuchungsdaten schon längere Zeit ausgetauscht. Die Phytoplankton-Biomasse liegt deutlich niedriger als in den anderen Seeteilen und erreicht in den meisten Monaten lediglich ein Drittel der Werte des Obersees. Die Cryptophyceen sind auch an der Station Überlingersee stark vertreten, erreichen aber nicht die Dominanz wie im Obersee. Hier sind die Kieselalgen die dominierende Algenklasse und erreichen in den Monaten Juni und November rund 50 % Anteil an der Biomasse. Die Frühjahrsblüte war nur schwach entwickelt, ebenfalls das Klarwasserstadium. Die höchsten Biomassen fanden sich Anfang Juni und Anfang November.

Im Zuge der fluorezenzmikroskopischen Zählungen wird seit 2007 an der Station Fischbach-Uttwil auch das **autotrophe Bakterienplankton** in der Summenprobe 0 – 20 m mit erfasst. Hierzu zählen vor allem einzellige ca. 1-2 µm lange **Cyanobakterien** (u.a. *Synechococcus* sp.). Die an der Station Fischbach Uttwil erhaltenen Werte zeigen ein ähnliches Verlaufsbild wie in den Vorjahren. In den Wintermonaten Januar bis März wurden niedrige Bakteriendichten mit unter 2×10^4 Zellen/mL beobachtet. Ab April kam es dann zu einem ersten Anstieg auf 10×10^4 Zellen/mL. Wie in den Vorjahren wurde im Mai ein Maximalwert beobachtet, der mit 30×10^4 Zellen/ml sogar deutlich über den beobachteten Maximalwerten der Vorjahre lag. Danach bewegten sich die Werte in den Sommermonaten bis weit in den Herbst zwischen $5 - 10 \times 10^4$ Zellen/mL und lagen damit auf einem leicht niedrigeren Niveau im Vergleich zu den Vorjahren. Erst Ende November näherten sich dann die Werte wieder langsam dem niedrigen Winterniveau.

Insgesamt bestätigen die 2011 festgestellten Zelldichten des autotrophen Pikoplanktons die im Vergleich zu Erhebungen der 90er Jahre geringeren Werte. Allerdings waren die Werte der letzten Jahre gegenüber 2007/08 erhöht. Der Vergleich der hier erhobenen Daten zum autotrophen Bakterienplankton mit den bei der Pigmentanalytik erfassten Konzentrationen von Zeaxanthin (des Leitpigments für Cyanobakterien) weist darauf hin, dass dieses zumindest bei den Maxima (z.B. im Mai) einen großen Anteil der Konzentration dieses Pigments „erklärt“, da gleichzeitig bei der mikroskopischen Phytoplanktonanalyse keine erhöhten Biomassen von „klassischen“ Cyanobakterien (fädige und flockenförmige Formen) beobachtet wurden.

Die Zelldichten des Bakterienplanktons werden seit 1980 mit Hilfe fluoreszenzmikroskopischer Direktzählung (DAPI) am Bodensee-Obersee (Station Fischbach-Uttwil) erfasst. Da zu Beginn dieses Zeitraums die Phosphorbelastung des Sees ihren Höhepunkt hatte und seither kontinuierlich abgenommen hat, erlaubt diese Zeitreihe auch Aussagen zur möglichen Trophieabhängigkeit des Bakterienplanktons. In diesem Zeitraum haben Häufigkeit und Ausmaß der Maxima abgenommen. Dabei blieben aber die grundsätzlichen Muster der vertikalen und saisonalen Verteilung wenig verändert.

Die langfristige Entwicklung der **Chlorophyll-a Konzentrationen** stabilisiert sich bei den nun erreichten niedrigen Werten. Die Chlorophyll-a Konzentrationen sind an allen Messstationen < 4 µg/L. Lediglich an der Station Zeller See wurden im Februar bzw. März Konzentrationen von 5,4 bzw. 8,7 µg/L gemessen. Im Bodensee ist die räumliche und zeitliche Variabilität der Messwerte mittlerweile gering. Dies zeigt auch ein längerfristiger Vergleich der Leitpigmente Fucoxanthin, Alloxanthin und Zeaxanthin für die Jahre 2000 bis 2011. Der Vergleich lässt außerdem eine abnehmende Tendenz für die Pigmente Alloxanthin (Cryptophyceen) und Fucoxanthin (Diatomeen) und eine ansteigende Tendenz für das Pigment Zeaxanthin erkennen.

In der langjährigen Entwicklung des **Crustaceenplanktons** weisen die Zahlen für 2011 nur geringfügige Änderungen auf. Der Jahresmittelwert für die Cladoceren war etwas höher, der Jahresmittelwert für die Copepoden war niedriger als im Vorjahr. Bei beiden Gruppen zeigten sich noch saisonale Muster. Die Individuendichten der **Rädertiere** waren deutlich niedriger als im Vorjahr. Eine Futterkonkurrenz zwischen Daphnien und Rädertieren könnte den deutlichen Rückgang der Individuendichte verursacht haben. Rädertiere fressen wie die Daphnien überwiegend Algen, sind aber die weniger effektiven Filtrierer.

Die durch Fluoreszenzmikroskopie ermittelten **Gesambakterienzahlen** zeigten im saisonalen Ablauf und in der Tiefenverteilung ähnliche Muster wie in den Vorjahren. Die regelmäßig beobachteten Minima in den Wintermonaten (Januar bis März) lagen mit Werten um 1×10^6 Zellen/mL wieder in dem für Normaljahre üblichen niedrigen Bereich und zeigten keine signifikanten Unterschiede in den Tiefenstufen. Der ebenfalls regelmäßig beobachtete Frühjahrsanstieg der Bakteriendichten in den oberflächennahen Schichten (0 – 30 m) erfolgte 2011 vergleichsweise früh und kann mit

dem schon früh ansteigenden Frühjahrstemperaturen erklärt werden. Dabei stiegen die Werte ab Anfang April auf ein Niveau von $2\text{--}3 \times 10^6$ Zellen/mL auf dem sie sich bis zum Herbst bewegten. Lediglich im August wurde mit 4×10^6 Zellen/mL ein ausgeprägtes Sommermaximum beobachtet. Auch der spätherbstliche Abfall der Bakteriendichten war im Jahr 2011 aufgrund der langen Schönwetterphase im Herbst verzögert.

Insgesamt setzte sich auch 2011 der Trend zu niedrigeren Bakteriendichten fort. Diese Entwicklung mit Abnahme der Dichte des Bakterienplanktons, die nun über mehrere Jahre durchgängig festgestellt wurde, ist eine Folge der immer noch nicht ganz abgeschlossenen Reoligotrophierung des Sees.

Die seit 2000 routinemäßig an der Station Fischbach-Uttwil monatlich im Vertikalprofil erfassten Konzentrationen des **Fäkalkeimindikators E.coli (EC)** zeigten 2011 wie in den Vorjahren sehr niedrige Werte. Insgesamt traten Werte mit positiven Befunden (= mindestens 1 EC/100 mL) gegenüber dem Vorjahr weniger häufig auf. Wiederum lagen alle Proben unterhalb des für Oberflächenwasser immer noch niedrigen Belastungswert von 10 EC/100 mL. Über 80 % der Proben waren bezüglich E.coli unbelastet. Bei den intestinalen Enterokokken (IE) ergaben sich für die Station Fischbach-Uttwil ebenfalls vergleichsweise niedrige Belastungswerte. Im Vergleich zu E.coli waren jedoch Ausmaß und exakte Tiefenverteilung der Werte bei detaillierter Betrachtung leicht abweichend, aber dennoch im Grundmuster ähnlich wie die Verteilung von E.coli. Insgesamt wurde 2011 zwar die im Vergleich zu EC bestehende Tendenz zu leicht erhöhten Werten bestätigt, jedoch war die Zahl unbelasteter Proben mit 72 % deutlich höher als 2010 (57 %).

Bodensee-Untersee

In den einzelnen Seeteilen des Untersees – Rheinsee, Zellersee und Gnadensee – zeigte sich aufgrund der vorhandenen Gewässermorphometrie eine differenzierte **Temperaturverteilung**. Bereits am 07. Dezember 2010 wurden im Zellersee mit 6.4 °C an der Oberfläche und 6.0 °C in 22 m Wassertiefe und für den Gnadensee mit oberflächlich 5.3 °C und 4.8 °C in 19 m Wassertiefe annähernd ausgeglichene Temperaturverhältnisse registriert. Mit der weiteren Auskühlung erreichte der Gnadensee am 28. Februar 2011 bei etwa 3.2 °C homotherme Verhältnisse, während im Zellersee bereits inverse Schichtungsverhältnisse mit oberflächlich 4 °C und 4.5 °C in 22 m Wassertiefe vorherrschten.

Ab März folgten die oberflächennahen Wassertemperaturen im Untersee dem Temperaturverlauf im Obersee, wobei in den drei Seeteilen des Untersees höhere Temperaturwerte gemessen wurden. Am 05. Juli wurden mit 23.4 °C im Gnadensee und 21.4 °C im Zellersee die höchsten Wassertemperaturen an den Messstellen des Untersees ermittelt.

Die Temperaturen an den tiefsten Stellen der drei Teilbecken folgten ebenfalls einem ausgeprägten Jahrgang. Am 01. Februar betrug im Rheinsee in einer Wassertiefe von 45 m die minimale Temperatur 3,4 °C und am 06. Dezember die maximale Temperatur 7.3 °C. In den beiden anderen flacheren Teilbecken wurden höhere Maximaltemperaturen an den tiefsten Stellen registriert. Im Gnadensee betrug in 19 m Wassertiefe am 28. Februar die Minimaltemperatur 3.3 °C und am 12. Oktober die Maximaltemperatur 9.0 °C. Im Zellersee wurde in 22 m Wassertiefe am 08. Februar ein Minimum von 4.0 °C und am 08. November ein Maximum von 9.3 °C gemessen. Anfang Dezember 2011 wurden dann wiederum nahezu homotherme Verhältnisse in Rheinsee, Zellersee und Gnadensee erreicht.

Die Konzentration des **Gesamtphosphors** blieb 2011 im Rheinsee mit einem Jahresmittel von 8,7 µg/L etwas unter dem Niveau der beiden Vorjahre (2009 und 2010: 9,4 und 9,3 µg/L). Im Zellersee ist das Jahresmittel 2011 auf 13 µg/L weiter zurückgegangen, nachdem infolge von Rücklösungen aus dem Sediment 2009 ein Anstieg auf 18 µg/L erfolgt war (2010: 15 µg/L). Der geringe Abfluss und die dementsprechend geringen Frachten der Radolfzeller Aach von Februar bis Juni 2011 haben zu diesem Rückgang beigetragen. Auch im Gnadensee ist der Gesamtphosphorgehalt im Jahresmittel 2011 auf 9,9 µg/L gefallen, nachdem in den Jahren 2009 und 2010 konstant 13 µg/L zu beobachten waren.

Der Gehalt an **anorganischem Stickstoff** (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff) mit Nitrat als Hauptkomponente blieb im Rheinsee mit 0,89 mg/L im Vergleich zum Vorjahr annähernd konstant (2010: 0,91 mg/L). Der Zellersee lag 2011 mit 0,92 mg/L anorganischem Stickstoff etwas unter dem Vorjahr (2010: 0,99 mg/L), aber wieder im Bereich der Jahre 2008-2009. Ebenso fand sich im Gnadensee 2011 mit 0,57 mg/L zwar eine Abnahme im Vergleich zu 2010 (0,66 mg/L), aber eine vergleichbare Größenordnung wie 2009 (0,59 mg/L).

Der minimale **Sauerstoffgehalt** über dem Seeboden betrug im Rheinsee im Jahr 2011 0,1 mg/L, was eine leichte Verschlechterung im Vergleich zu 2010 (0,8 mg/L) bedeutet. Im Zellersee wurde in den letzten Jahren bei allen Messungen ein geringer Sauerstoff-Restgehalt gefunden. Das Minimum lag 2011 bei 0,5 mg/L und war damit in der Größenordnung der 3 Vorjahre (0,3 bis 0,8 mg/L). Der Tiefenwasserbereich des Gnadensees wies im Spätsommer bis Herbst 2011 wieder einen totalen Sauerstoffschwund auf, nachdem erstmalig 2010 bei allen Messungen ein geringer Sauerstoff-Restgehalt gefunden wurde.

An der Station Zellersee im Bodensee-Untersee stieg im Jahr 2011 die Biomasse des **Phytoplanktons** wieder auf 1,45 mg/L (29,01 g/m²) an, nachdem sie 2010 auf 0,71 mg/L (14,29 g/m²) abgesunken war. 2009 lag die Biomasse mit 1,22 mg/L (24,45 g/m²) noch deutlich höher als 2008 mit 0,93 mg/L (18,66 g/m²). Der Mittelwert der letzten 20 Jahre lag bei 0,82 mg/L; damit lag der Wert von 2011 ebenfalls deutlich höher. Die Phytoplankton-Entwicklung zeigte 2011 wieder eine typische Frühjahrsblüte Anfang März; allerdings fiel das Klarwasserstadium vollständig aus. Eine zweite Frühjahrsblüte zeigte sich Anfang Mai, dann folgte ein schwach entwickeltes Klarwasserstadium. Die Sommerblüte erreichte nicht mehr die höheren Biomassen von März und Mai, allerdings trat Anfang November noch einmal eine sehr starke Blüte auf. Wie im Obersee war ganzjährig der Anteil der Cryptophyceen hoch und erreichte im November drei Viertel der Gesamtbiomasse.

An der Station Rheinsee im Untersee verlief die Entwicklung gleichsinnig wie im Zellersee, jedoch lagen die Biomassen generell niedriger, was auf die Verdünnung durch das ausströmende Wasser des Obersees zurückzuführen sein dürfte. Auch hier stieg im Jahr 2011 die Biomasse des Phytoplanktons wieder auf 1,04 mg/L (20,7 g/m²) an, nachdem sie 2010 auf 0,54 mg/L (10,7 g/m²) abgesunken war. 2009 lag die Biomasse mit 0,69 mg/L (14,0 g/m²) noch deutlich höher als 2008 mit 0,51 mg/L (10,18 g/m²). Der Mittelwert der letzten 12 Jahre lag bei 0,54 mg/L; damit lag der Wert von 2011 ebenfalls deutlich höher. Da der Rheinsee sowohl vom Obersee als auch vom Zellersee beeinflusst wird, entwickelt sich das Phytoplankton von Jahr zu Jahr unterschiedlich je nachdem welcher der beiden Seeteile den größeren Einfluss hat. Im Rheinsee wurde 2011 eine Durchschnittsbiomasse von 1,03 mg/L erreicht, wobei eine ganzjährige Dominanz der Cryptophyceen sichtbar war; mit Ausnahme Juni lag ihr Anteil über 50 % und erreichte Anfang November mehr als 80 %. Anders als im Obersee und im Zellersee war keine typische Jahresentwicklung mit Frühjahrsblüte, Klarwasserstadium, Sommermaximum und Herbstmaximum sichtbar, sondern die Biomasse war durchgängig hoch und schwankte zwischen 0,5 und 1,5 mg/L.

Nach einer Pause 2010 wurde 2011 wieder ein komplettes Jahr im Gnadensee untersucht. Wegen Eisbedeckung konnte erst Anfang März die erste Probe entnommen werden. Die Durchschnittsbiomasse lag mit 1,17 mg/L deutlich unter der Biomasse des direkt benachbarten Zellersee von 1,45 mg/L, jedoch höher als im Rheinsee mit 1,03 und im Obersee mit 0,91 mg/L. Auch hier waren die Cryptophyceen zeitweilig

Aspekt bildend, jedoch spielten im Gnadensee die Blaualgen (Cyanobakterien) insbesondere im Spätsommer und Herbst eine große Rolle und machten im Oktober mehr als die Hälfte der Biomasse aus. Dies war in keinem anderen Seeteil der Fall. Die sommerliche Blüte von Blaualgen im Gnadensee wurde allerdings bereits aus dem 19. Jahrhundert beschrieben, als noch keinerlei Eutrophierung im Gnadensee herrschte.

Auch im Untersee lagen die **Chlorophyll-a** Werte überwiegend unter 4,4 µg/L, d.h. die Messwerte zwischen Obersee und Untersee unterscheiden sich praktisch nicht mehr. Einzige Ausnahmen waren die beiden hohen Werte im Februar und März, die im Zeller See gemessen wurden. Ein saisonales Muster war nicht erkennbar. Die Werte sind ebenso wie die saisonale Variation niedrig. Dies galt auch für die Leitzpigmente der beiden Messstationen Zellersee und Gnadensee. Bei den **Zooplankton**gruppen zeigten sich zwischen den Messstationen noch Unterschiede in der saisonalen Sukzession (z.B. ein deutliches Herbstmaximum der Cladoceren im Zeller See) und nur geringe Unterschiede in den Individuendichten.

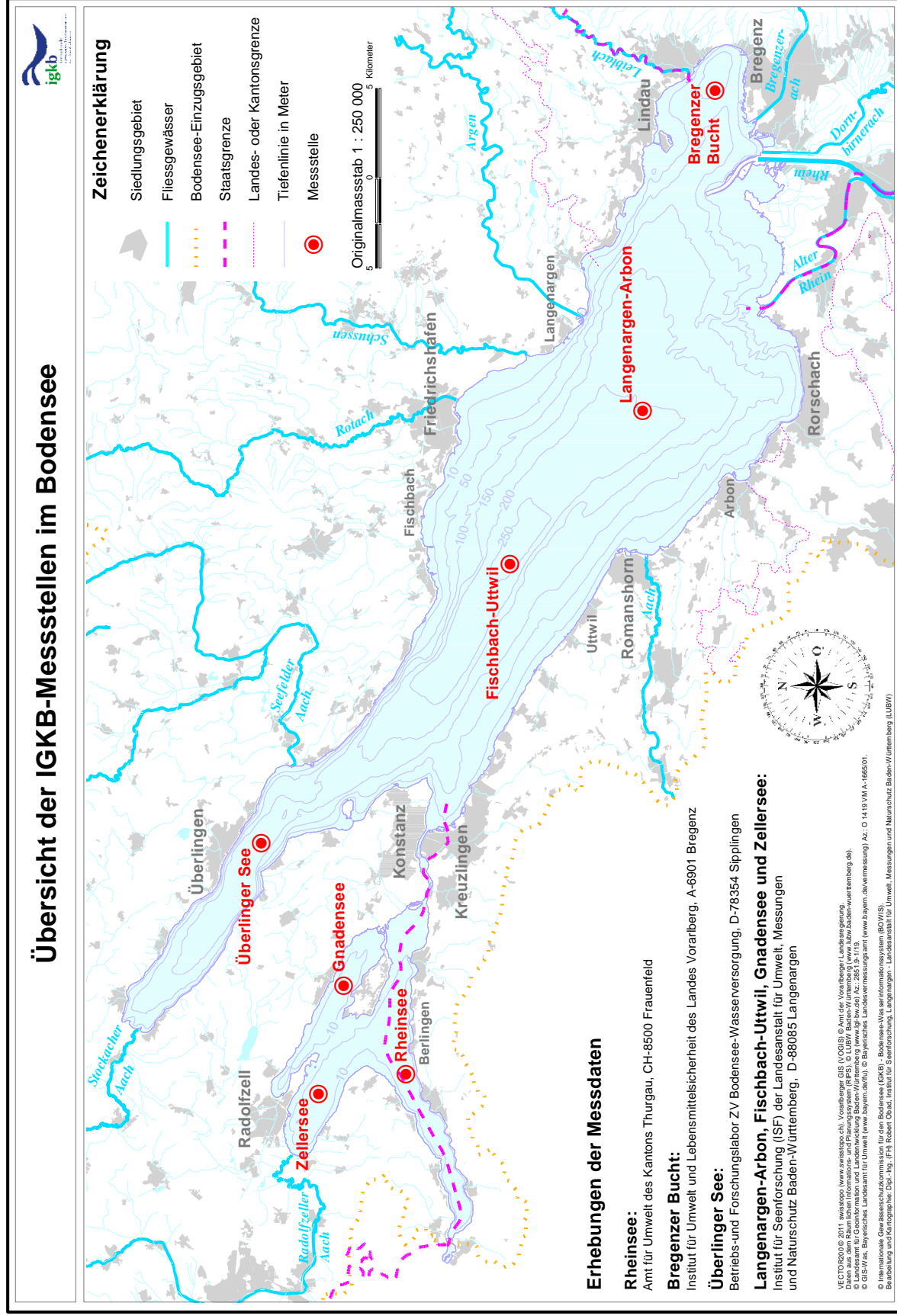
Fazit und Handlungsbedarf

- Die Wasserqualität des Bodensees befindet sich weiterhin in einem einwandfreien Zustand.
- Der Gesamtphosphorgehalt im Obersee liegt in einem Bereich, der für einen oligotrophen Alpensee typisch ist. Auf diesem Niveau finden geringe Schwankungen statt, die u.a. durch interne Prozesse induziert werden.
- Die positiven Auswirkungen der erreichten niedrigen Nährstoffkonzentrationen zeigen sich klar in der guten Sauerstoffversorgung tiefer Seebereiche des Obersees: 2011 wurde trotz fünf aufeinanderfolgender Jahre mit unvollständiger Vertikalzirkulation eine stets über 6 mg/L liegende Sauerstoffkonzentration der Tiefenwasserschicht beobachtet.
- Im Untersee wird die trophische Entwicklung neben den P-Einträgen über die Zuflüsse auch von der Freisetzung aus den Sedimenten beeinflusst. Im Jahr 2011 war ein weiterer Rückgang der P-Konzentrationen insbesondere im Zellersee zu beobachten.

Die Ergebnisse der Freiwasseruntersuchungen bestätigen eindrücklich den positiven Effekt der Gewässerschutzmaßnahmen aller Länder und Kantone im Einzugsgebiet des Bodensees. Angesichts des starken Nutzungsdrucks und der Einflüsse des Klimawandels auf die Tiefenwassererneuerung gilt weiterhin, die erreichten Erfolge nachhaltig zu sichern.

Untersuchungsprogramm Freiwasser 2011

Abb. 2: Übersichtskarte der IGKB-Messstellen im Bodensee.



Meteorologie

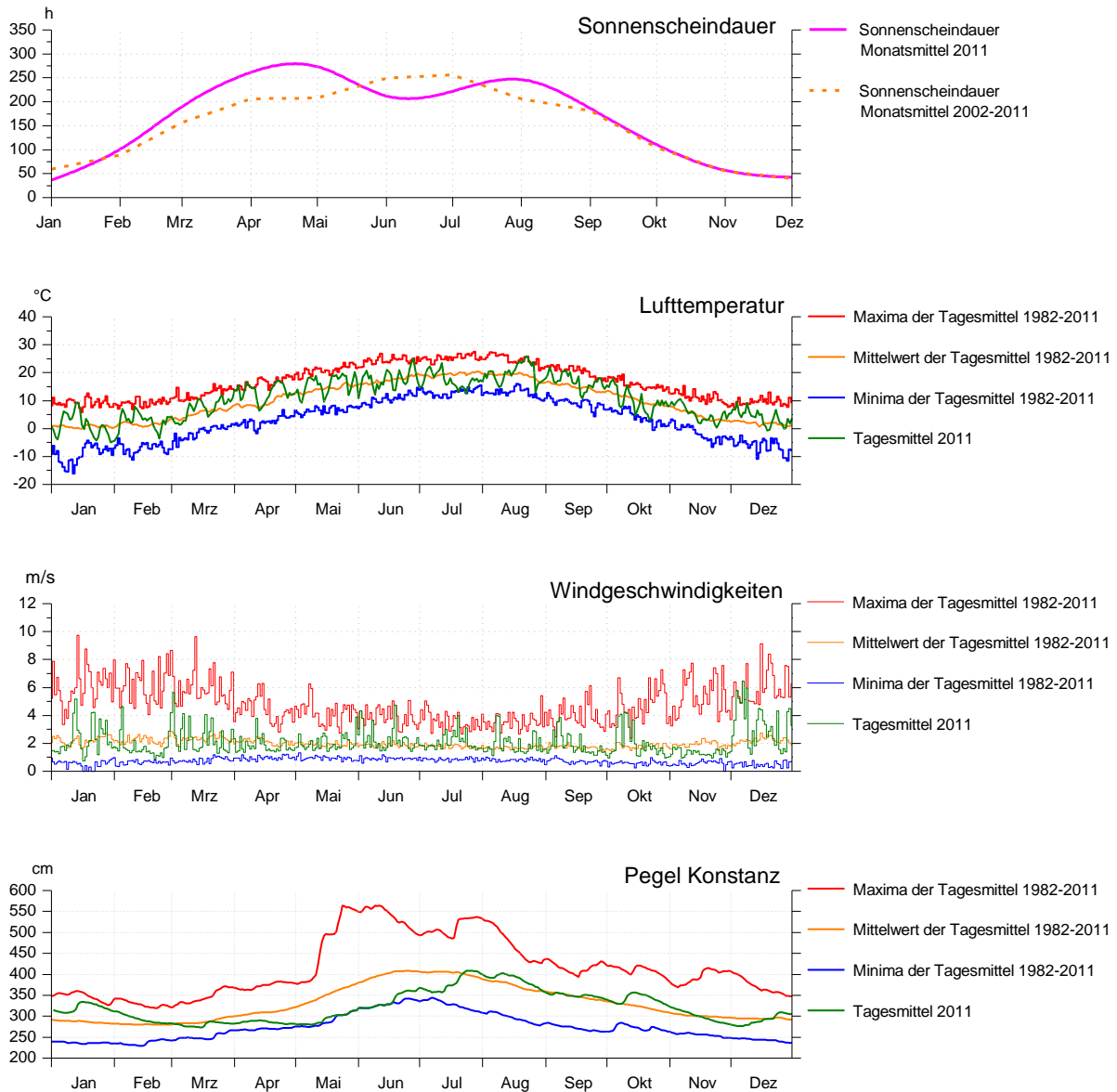
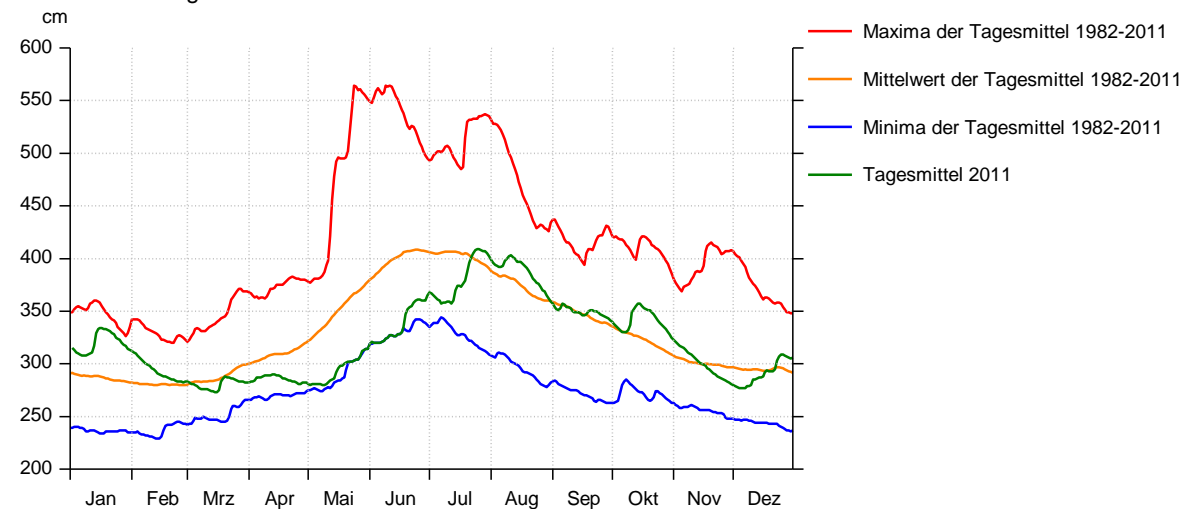


Abb. 3: Meteorologische Größen. Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Wetterdienstes (DWD).

Die monatlich gemittelten Werte der Sonnenscheindauer zeigen im Jahr 2011 in den ersten beiden Quartalen meist überdurchschnittliche Werte während sich im Sommer überdurchschnittliche mit unterdurchschnittlichen Monatsmittelwerten abwechseln und im Herbst und Winter eine Anpassung an die Mittelwerte stattfindet. Dem entsprechend weisen die Lufttemperaturen auch in den beiden ersten Quartalen meist überdurchschnittliche Werte auf. Der Pegel Konstanz zeigte in den Monaten Mai und Juni extrem niedrige Werte. Im Januar, Februar und März sowie Oktober und Dezember 2011 werden mehrere starke Stürme registriert, die mit den üblichen Starkwindperioden korrelieren.

Hydrologie

Wasserstand Pegel Konstanz



Abfluß Alpenrhein Pegel Lustenau

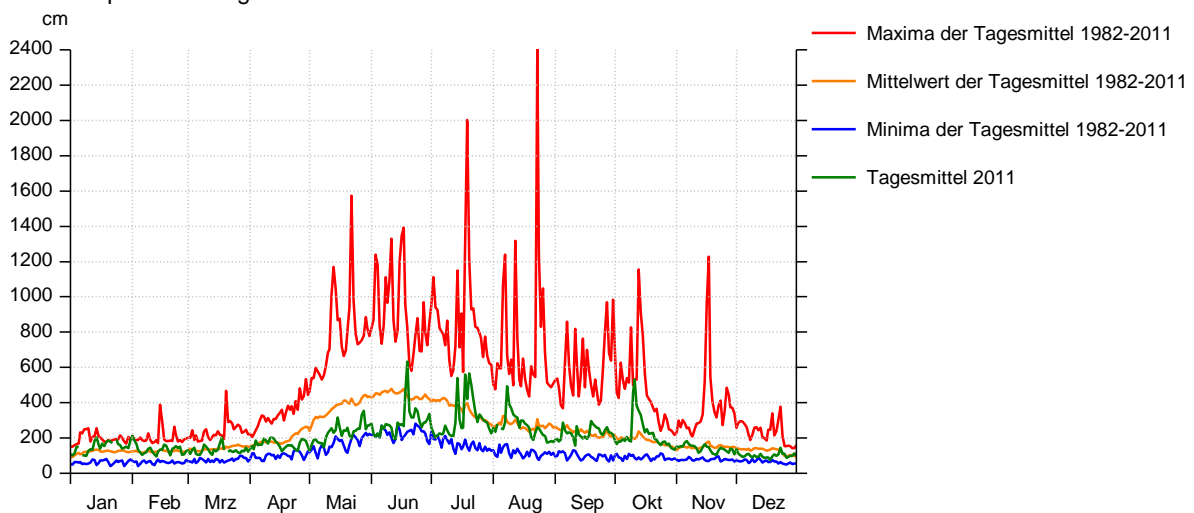


Abb. 4: Hydrologische Größen; Wasserstand Pegel Konstanz und Abfluß Alpenrhein Pegel Lustenau.
Quellen: Hochwasser-Vorhersage-Zentrale (HVZ) Baden-Württemberg, BodenseeOnline und Bundesamt für Umwelt BAFU, CH.

Die Wasserstände nähern sich Mitte Januar den langjährigen maximalen Extremwerten an, während im Mai und Juni extrem niedrige Wasserstände auftreten. Im weiteren Jahresverlauf bewegen sich die Pegel im Bereich der langjährigen Mittelwerte. Die Abflüsse des Alpenrheins zeigen im Vergleich zu den langjährigen Extremereignissen keine herausgehobenen Abflussereignisse. Die größten Abflusswerte werden im Sommer im Juni und Juli registriert.

Windverteilung

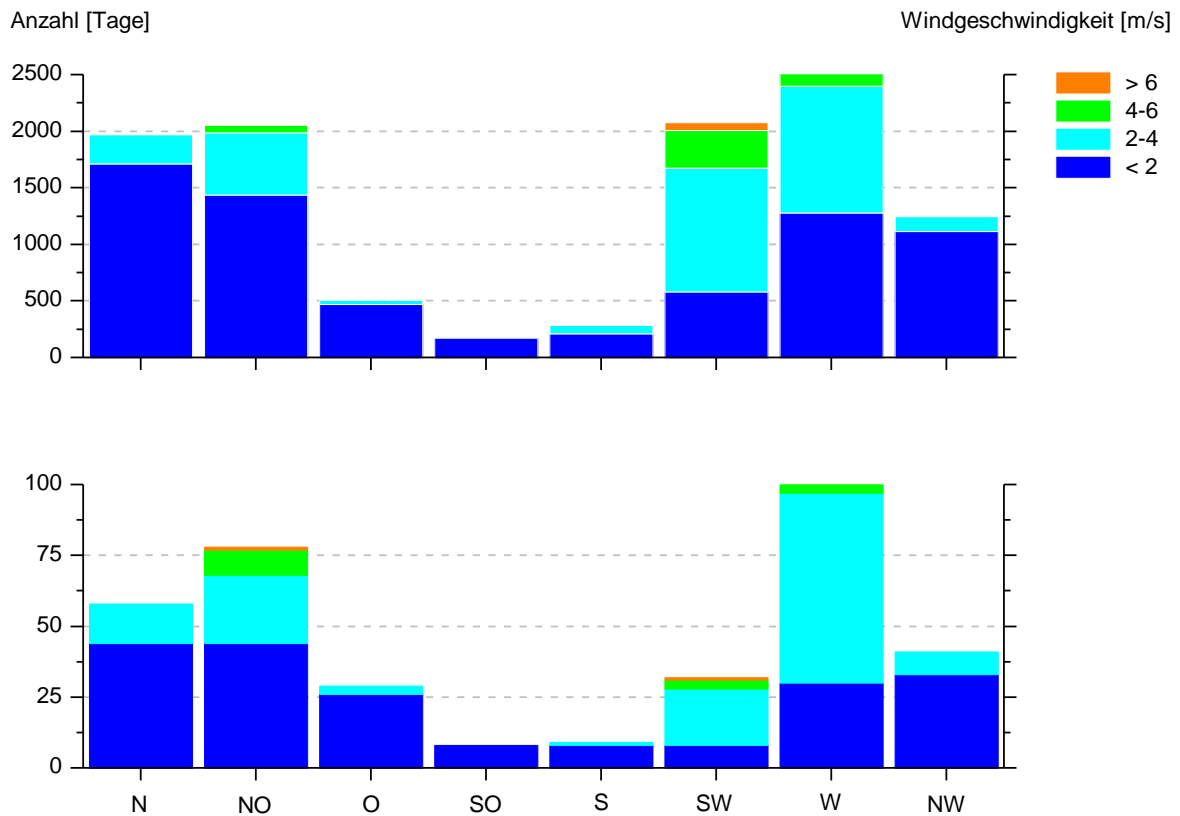


Abb. 5: Häufigkeitsverteilung des Windes für das Jahr 2011 (untere Abbildung) bzw. die letzten 30 Jahre (obere Abbildung). Quelle: Daten der Wetterstation Konstanz des Deutschen Meteorologischen Dienstes (DWD).

Die Windverteilung des Jahres 2011 zeigt Abweichungen von den langjährig gemittelten Verteilungen der Windrichtungen und –geschwindigkeiten, welche jedoch im Rahmen der normalen Wettervariabilität liegen. Auffällig ist die verminderte Häufigkeit der Windereignisse aus südwestlicher Richtung.

Wassertemperaturen über der Oberfläche und über Grund

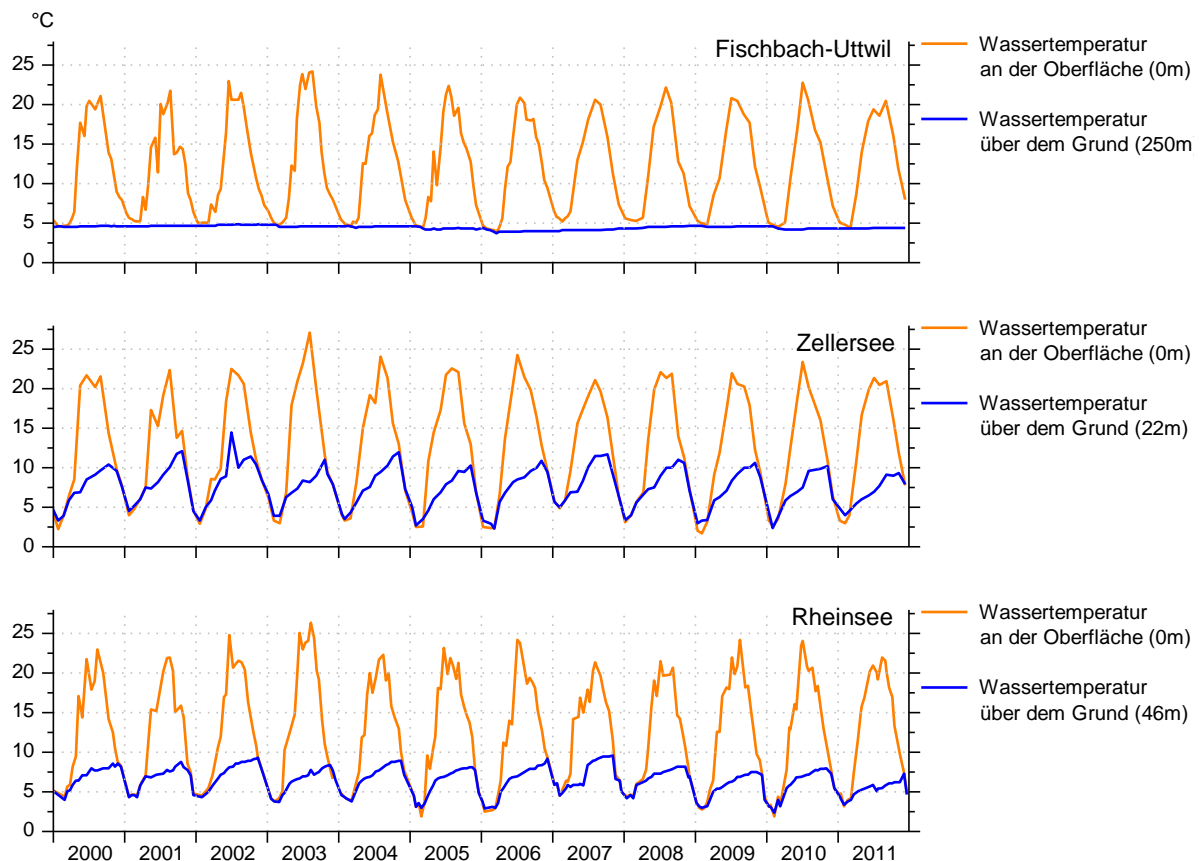


Abb. 6: Langzeitliche Wassertemperaturentwicklung an der Oberfläche und über Grund für die Seeteile Obersee (Messstelle Fischbach-Uttwil), Zellersee und Rheinsee.

Die langzeitliche Temperaturentwicklung zeigt relativ ähnliche zeitliche Verläufe für die Oberflächenwassertemperatur der drei Seeteile Obersee, Zellersee und Rheinsee im Jahr 2011. Die Wassertemperaturen an den jeweils tiefsten Stellen dieser Seeteile variieren jedoch aufgrund der unterschiedlichen maximalen Wassertiefen sehr stark. Während sich die Temperaturen im Obersee an der Station Fischbach-Uttwil in 250 m Wassertiefe zwischen 4 und 5 Grad Celsius bewegen, sind die Variationen der Wassertemperatur an den tiefsten Stellen des Zellersees ($D = 22$ m) und des Rheinsees ($D = 46$ m) stärker ausgeprägt und unterliegen einem starken saisonalen Gang. Dieser ist aufgrund der geringen Wassertiefe im Zellersee deutlicher als im Rheinsee.

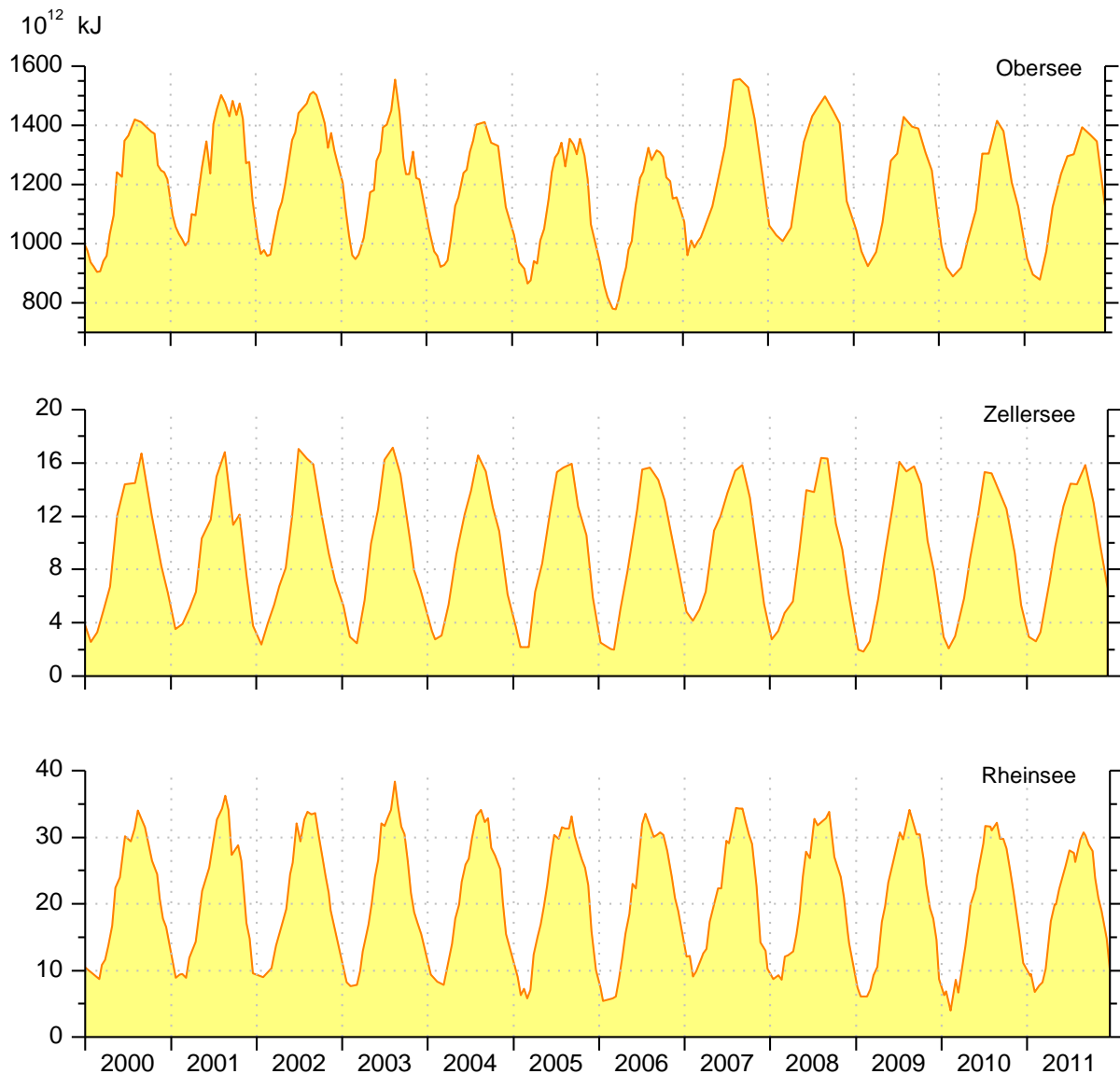
Wärmeinhalt

Abb. 7: Wärmeinhalt in den Seeteilen Obersee (0-250m), Zellersee (0-22m) und Rheinsee (0-46m).

Der zeitliche Verlauf des Wärmeinhaltes in den verschiedenen Seeteilen ermöglicht eine Abschätzung der zeitlich integrierten Wärmeflüsse im Bodensee. Für das Jahr 2011 werden im Obersee – repräsentiert durch die Temperaturmessungen der Station Fischbach-Uttwil – Werte für den Wärmeinhalt des Bodensees erreicht, die im Vergleich der letzten 10 Jahre keine außergewöhnlichen Abweichungen zeigen und etwas geringer als in den Vorjahren sind.

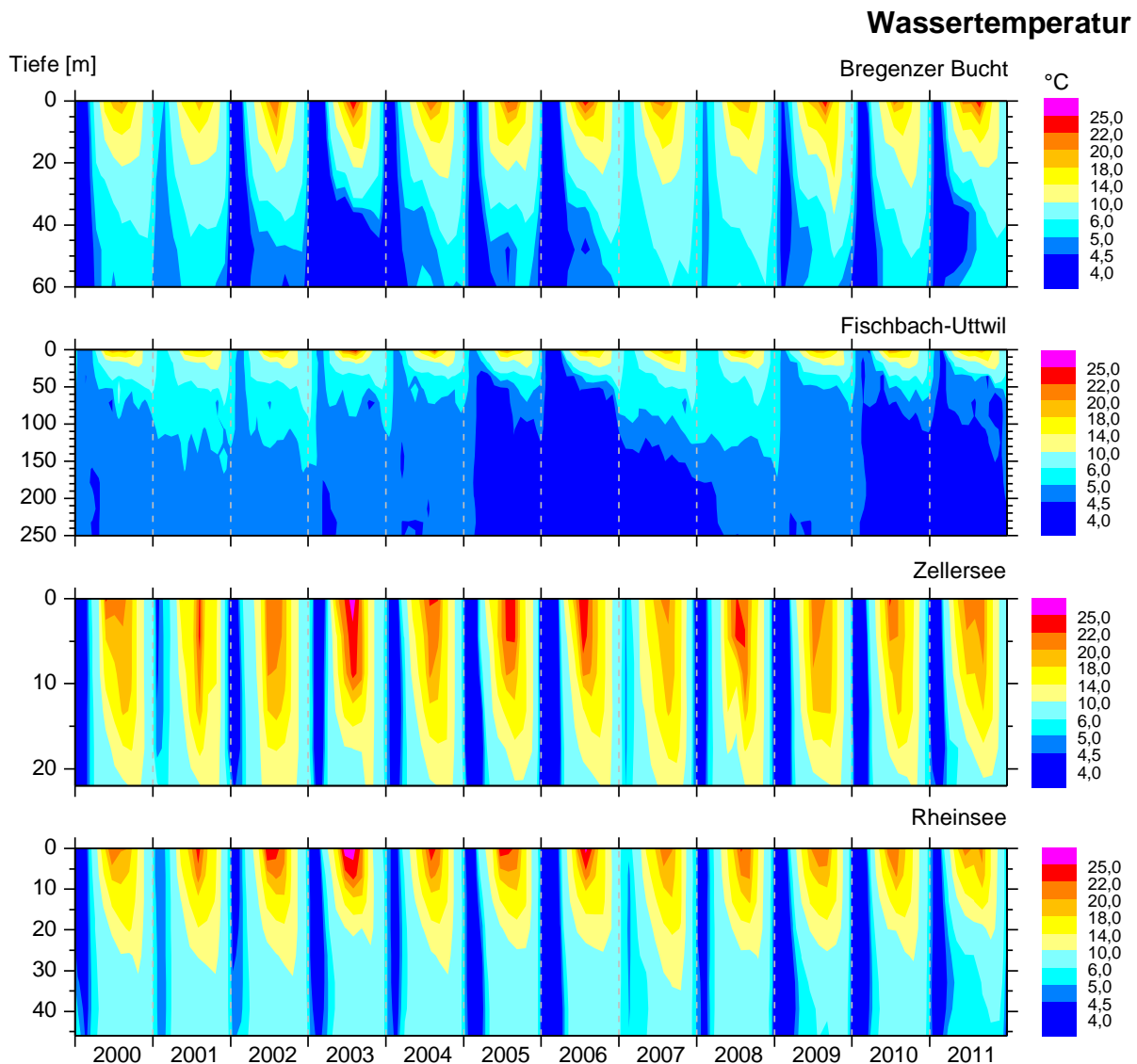


Abb. 8: Wassertemperaturverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

In der Seemitte des Obersees werden Temperaturen über 10 °C nur in Wasserschichten bis etwa 25 m Tiefe erreicht. In milden Wintern, wie beispielsweise 2000/01, aber auch 2006/07 und 2007/08 bleibt der Obersee geschichtet. Anfang des Jahres 2006 erfolgte eine Abkühlung des gesamten Wasserkörpers in Seemitte auf 4 °C. 2007 und 2008 hat sich die Temperatur in Wassertiefen größer als 40 m wieder allmählich erwärmt. Die kalten Lufttemperaturen Anfang 2009 führten in allen Seeteilen zur Abkühlung. Ab März 2010 fiel die Temperatur in Wassertiefen größer als 100 m wieder unter 4,5 °C. Erst Ende 2011 erfolgte hier teilweise wieder eine Erwärmung über 4,5 °C. Im flachen Zellersee erreichen die Temperaturen bis in Grundnähe regelmäßig über 10 °C. Ebenso liegen die Maximaltemperaturen häufig über jenen im Obersee in Seemitte. Auch im Rheinsee liegen die Maximaltemperaturen regelmäßig über jenen im Obersee und Temperaturen über 10 °C werden zeitweise in Tiefen bis 30 m und darunter gemessen.

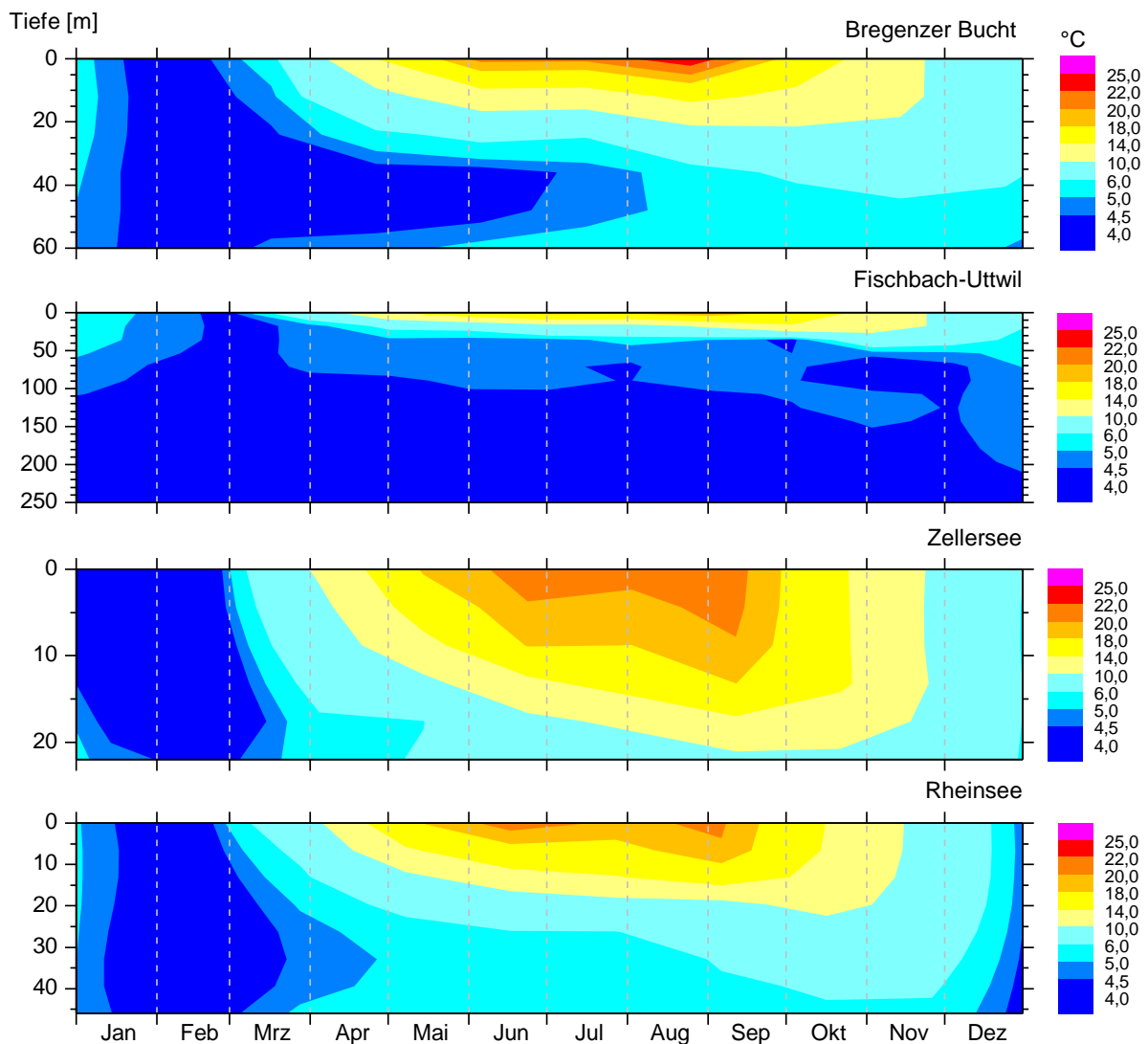


Abb. 9: Wassertemperaturverteilung im Jahr 2011 in der Bregenzer Bucht, in Seemitte im Obersee (Messstelle Fischbach-Uttwil) sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Obersee wird Anfang März 2011 ein weitgehender thermischer Ausgleich auf einem Temperaturniveau von etwa 4,4 °C erreicht.

Die Temperaturverteilungen in Zellersee und Rheinsee – zwei Teilbecken des Untersees – zeigen ähnliche Verläufe für das Jahr 2011. In diesen beiden Seeteilen, wie auch im gesamten Untersee, kommt es aufgrund der spezifischen Morphometrie mit vergleichsweise geringen Wassertiefen bereits Mitte Dezember 2010 zu einem Ausgleich der vertikal gemessenen Wassertemperaturen. In den Monaten Januar und Februar 2011 kommt es zu einer leicht inversen Schichtung in beiden Seeteilen, bevor der normale jährliche Stratifikationszyklus wieder Ende Februar / Anfang März 2011 von neuem beginnt.

Langzeitentwicklung von Sauerstoff, Gesamtphosphor, Ammonium und Nitrat

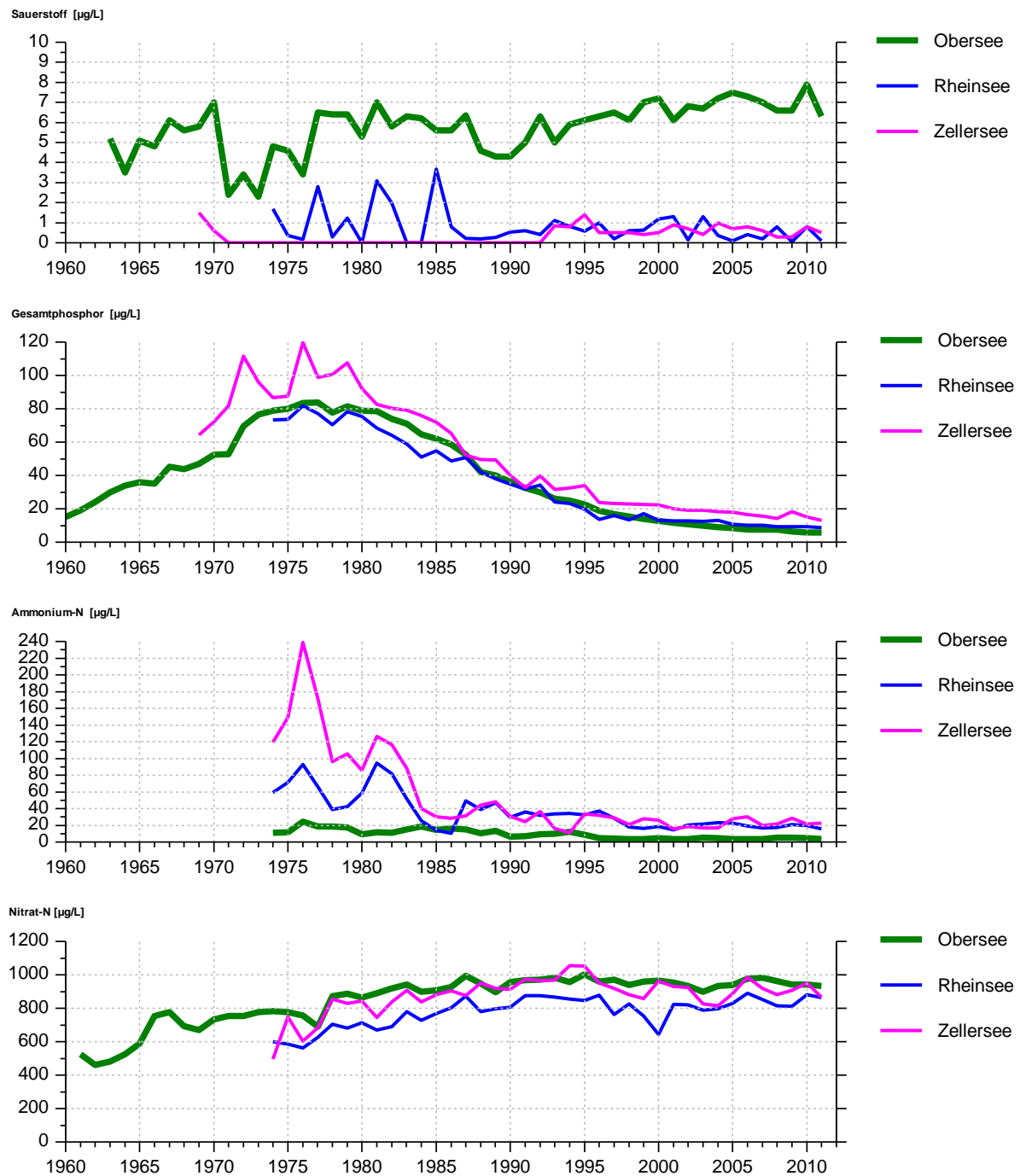


Abb. 10: Übersicht über die Langzeitentwicklung der Sauerstoffminima in 1 m über Grund, sowie der Gesamtphosphor-, Ammonium-N- und Nitrat-N-Jahresmittelwerte in Seemitte Obersee (FU), Zellersee und Rheinsee. Die Parameter werden im Detail bei den jeweiligen Isoplethendarstellungen diskutiert.

Sauerstoff

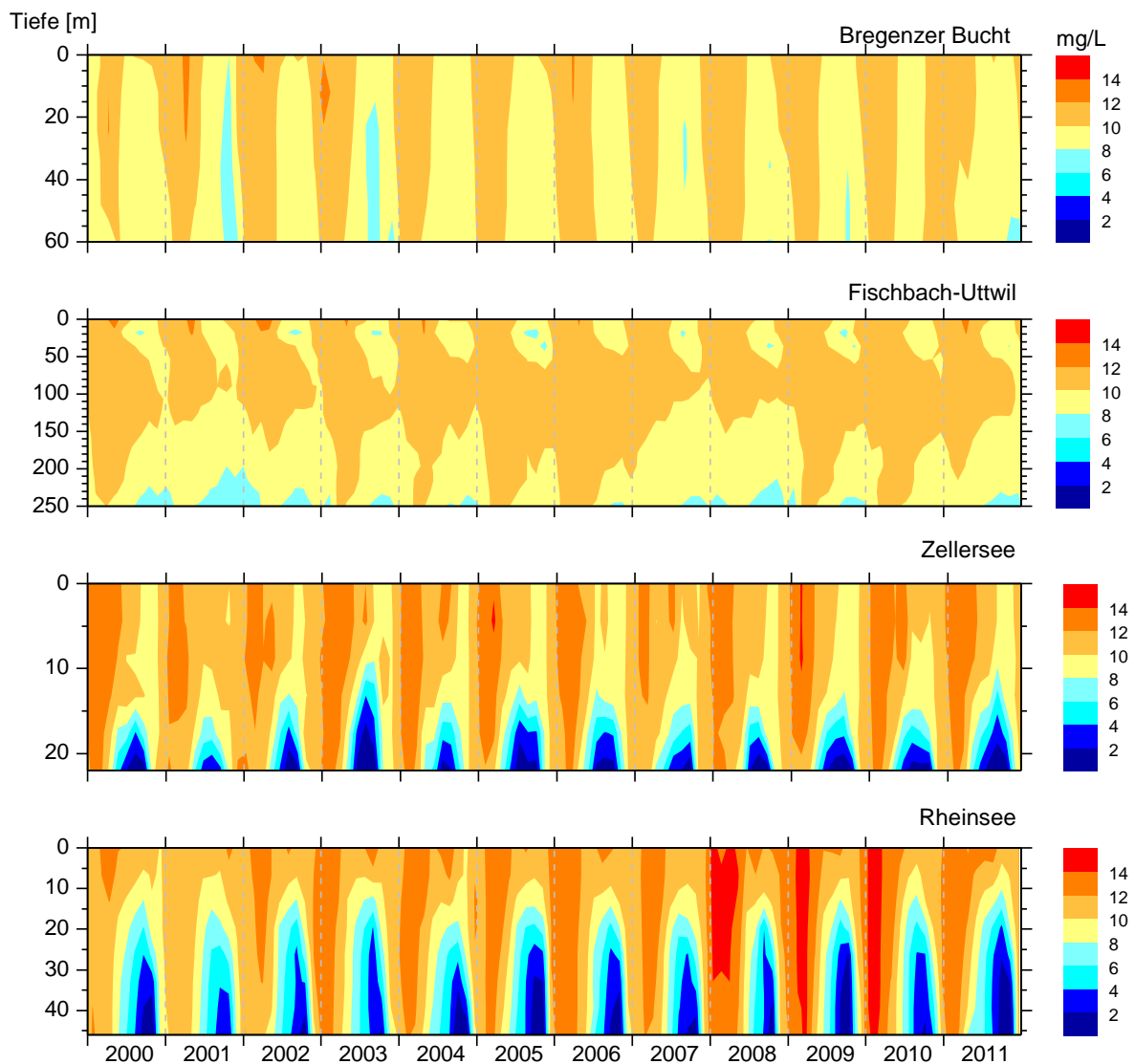


Abb. 11: Sauerstoffverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Sauerstoffgehalte in der Nähe des Seegrundes spiegeln die verschiedenen trophischen Verhältnisse in den einzelnen Seeteilen wider. So fallen die herbstlichen Sauerstoffminima im produktiveren Untersee geringer aus als im Obersee. Im tieferen Obersee wird ein Teil der Biomasse bereits in einer Tiefe von 20 – 25 m abgebaut, was in dieser Zone im Sommer/Herbst zu einer Sauerstoffabnahme führt.

Im Herbst 2010 wurde in der Seemitte Obersee die beste minimale grundnahe Sauerstoffversorgung seit Beginn der regelmäßigen IGKB-Untersuchungen von 7,9 mg/L beobachtet. Im Verlauf des Sommers 2011 erfolgte im tiefen Hypolimnion eine kontinuierliche Zehrung an Sauerstoff bis zum herbstliche Minimum von 6,3 mg/L in 1 m über dem Seegrund, was unter dem Vorjahreswert blieb.

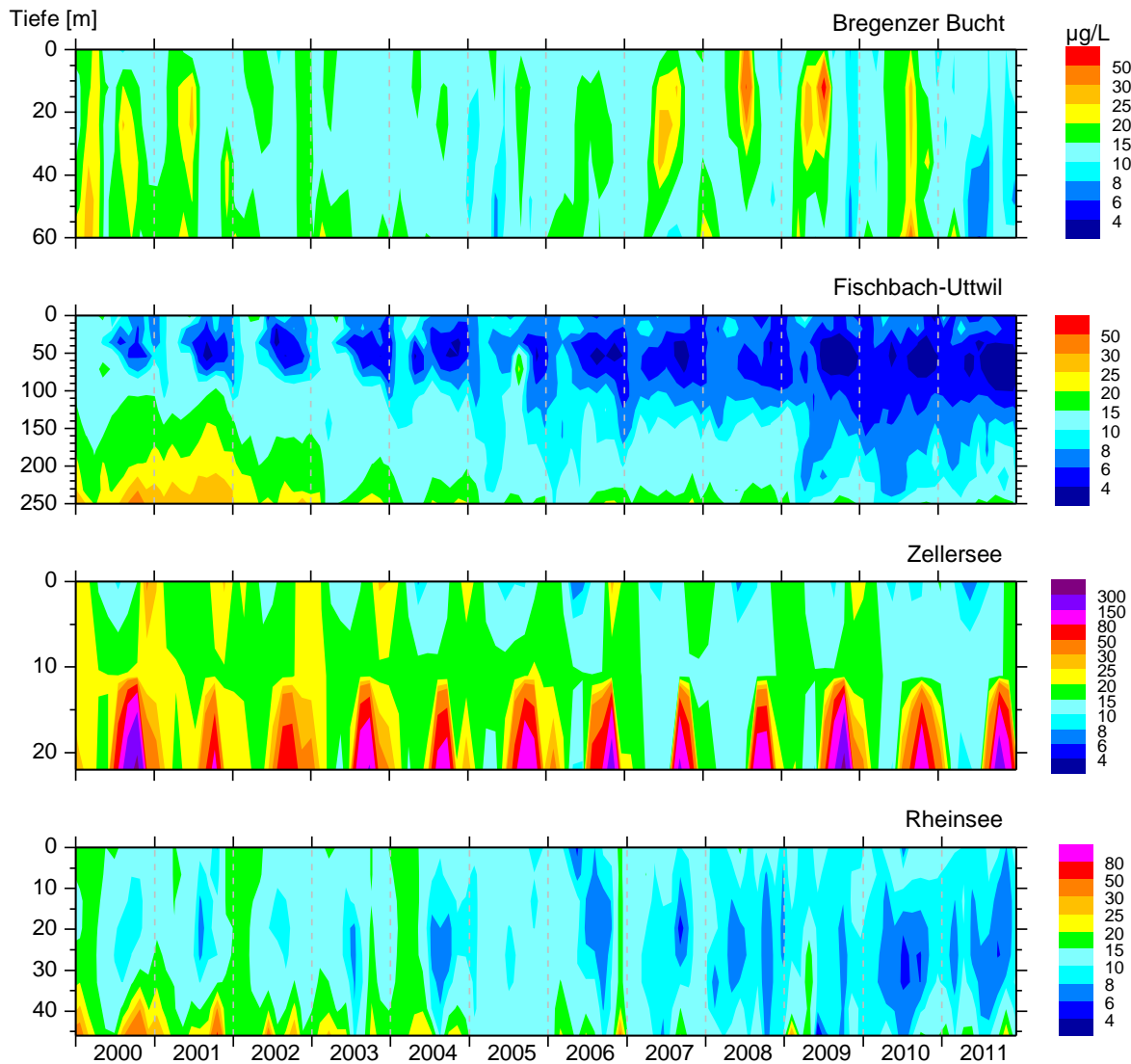
Gesamtphosphor

Abb. 12: Gesamtphosphorverteilung in der Bregenzer Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Gesamtphosphorgehalte im Obersee haben sich inzwischen auf niedrigem Niveau stabilisiert. Die Phosphorverarmung in Seemitte (FU) erfasst immer größere Bereiche des Hypolimnions.

Durch die Nähe zu den Mündungen von Alpenrhein und Bregenzerach sind die Phosphorgehalte in der Bregenzer Bucht etwas höher als in Seemitte. Dadurch sind hier in den Jahren 2007 bis 2010 durch Zufluss Wasser verursachte lokale Konzentrationszunahmen zu beobachten, während im Sommer 2011 die Konzentrationen in allen Tiefen geringer ausfielen als im Vorjahr.

Auch im Untersee sind die Gesamtphosphorgehalte langfristig rückläufig. Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee wesentlich produktiver. Infolge Phosphorfreisetzungen aus den Sedimenten ist hier der Phosphorgehalt höher als in den anderen Seeteilen.

Orthophosphat

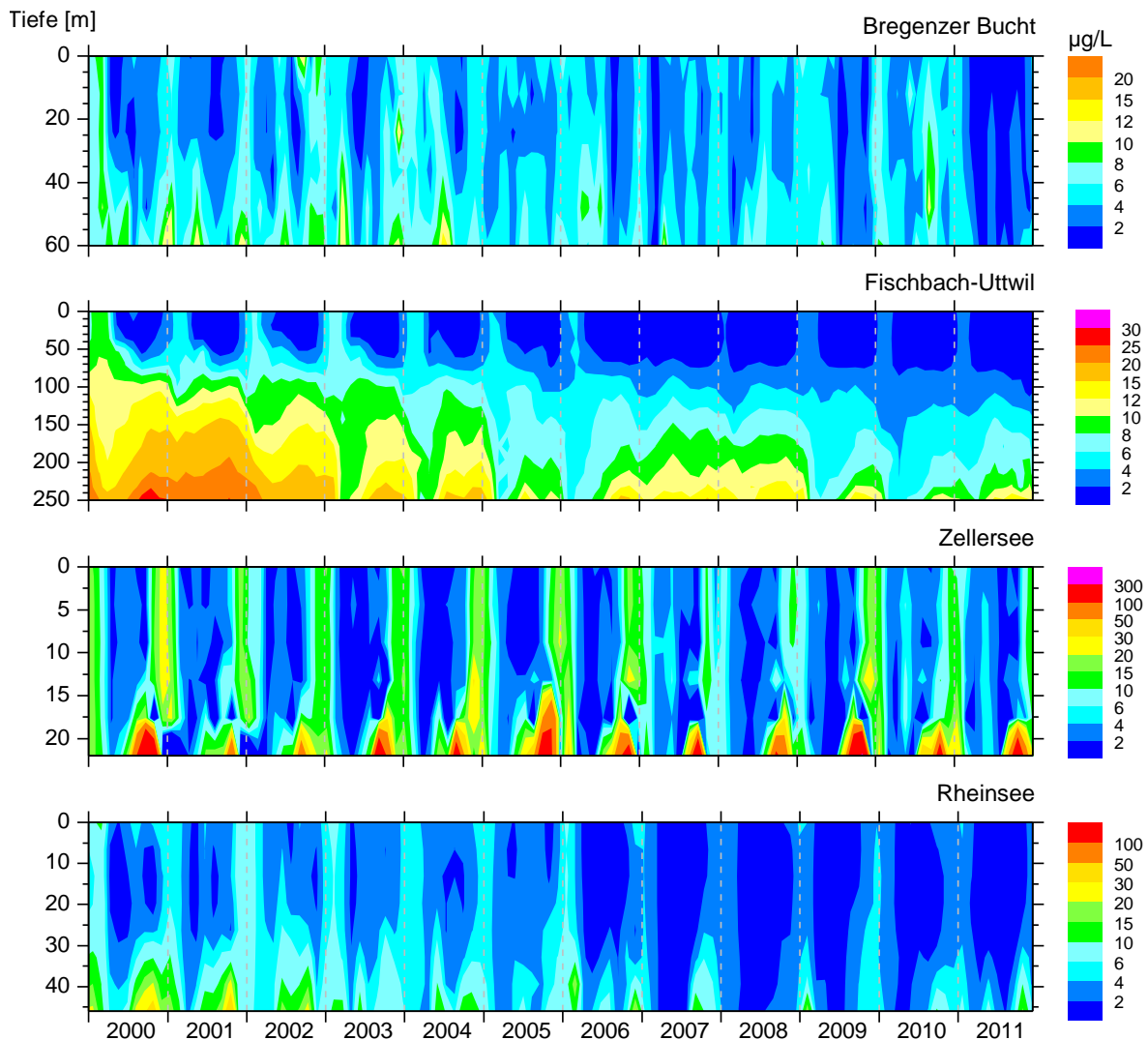


Abb. 13: Orthophosphatverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Die Vertikalverteilung von Orthophosphat in der Seemitte des Obersees wird überwiegend von Produktion bzw. Abbau von Biomasse und Zirkulationsvorgängen bestimmt. Die Anfang des Jahres 2006 erfolgte Vertikalzirkulation bewirkte eine Abnahme des Phosphatgehaltes im Tiefenwasser der Seemitte Obersee. Durch unvollständige Durchmischung des Wasserkörpers in den Jahren 2007 und 2008 hat sich Phosphat im Tiefenwasser angereichert und wurde erst im Frühjahr 2009 durch Zirkulation wieder ausgeglichen. Bis Ende 2011 hat sich wieder ein mit Phosphat angereicherter Tiefenwasserkörper aufgebaut, der aber nicht mehr die Ausmaße wie 2007/08 annimmt.

Im Vergleich zum Obersee ist der flachere Zellersee produktiver. Die Phosphorfreisetzung aus den Sedimenten trägt hier zur verzögerten Reoligotrophierung bei. Im Vergleich zum Zellersee ist der Rheinsee wesentlich stärker durch abfließendes Oberseewasser geprägt und der Phosphatrückgang fällt hier deutlicher als im Zellersee aus.

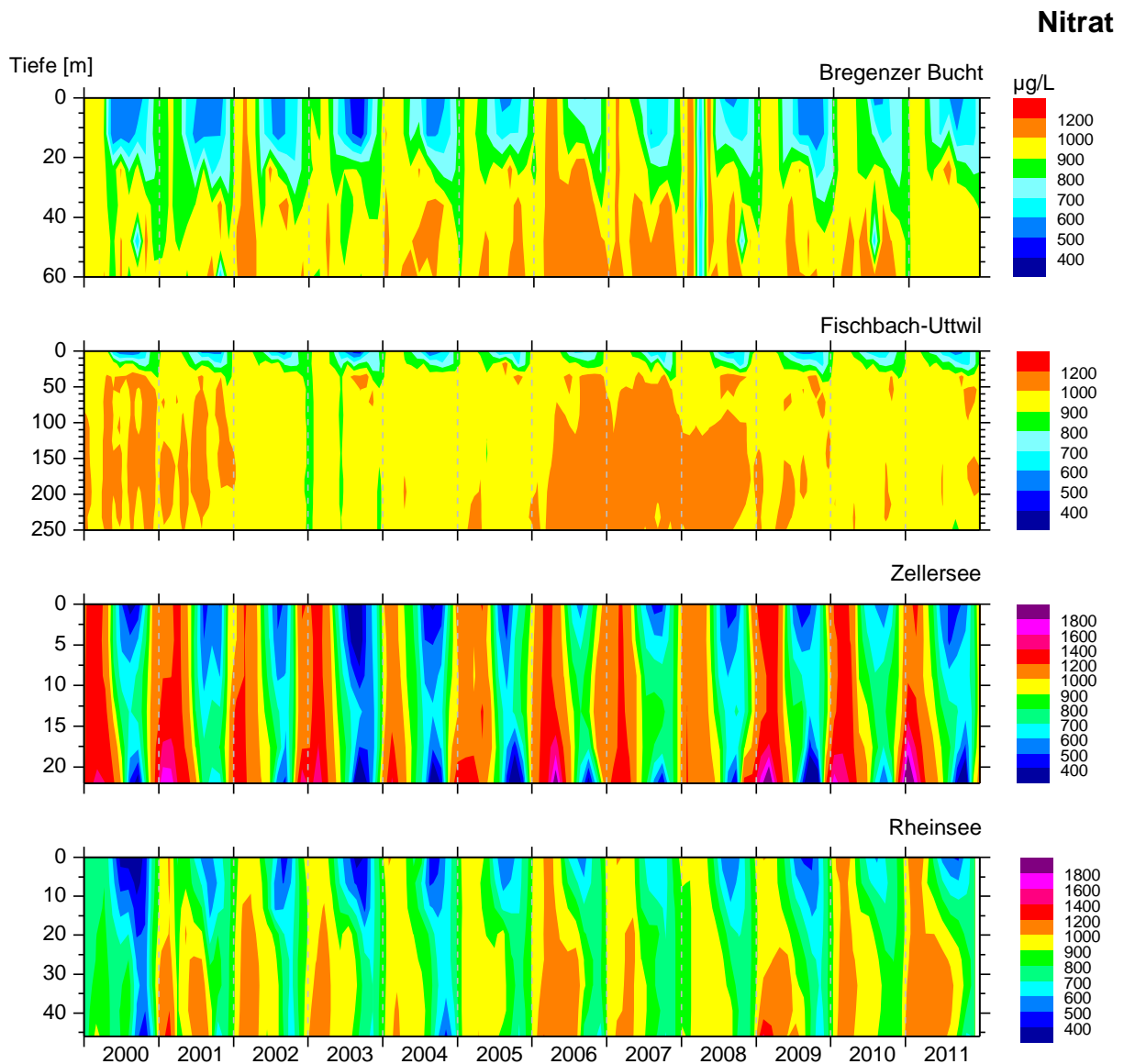


Abb. 14: Nitrat-N-Verteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Nitrat ist im Obersee die dominierende anorganische Stickstoffverbindung. Ammonium und Nitrit spielen nur eine untergeordnete Rolle. Seit 20 Jahren liegen die Nitrat-Stickstoffwerte im Obersee bei knapp 1 mg/L.

Die zu Jahresbeginn im Zellersee im Vergleich zum Obersee höheren Nitratwerte werden durch die nitratreiche Radolfzeller Aach verursacht, die dann tief im Zellersee einschichtet. Der im Sommer und Herbst verstärkte Abbau organischer Substanz zehrt in Grundnähe sowohl die Sauerstoff- als auch die Nitratvorräte. Nitrat wird fast vollständig reduziert, was erst während der Vertikalzirkulation wieder ausgeglichen wird. Im Rheinsee zeigt sich, dass am Jahresanfang sowohl über den Seerhein als auch aus dem Zellersee relativ nitratreiches Wasser kommt. Dies ändert sich Sommerhalbjahr wegen der Nitrataufnahme durch die Algen.

Ammonium

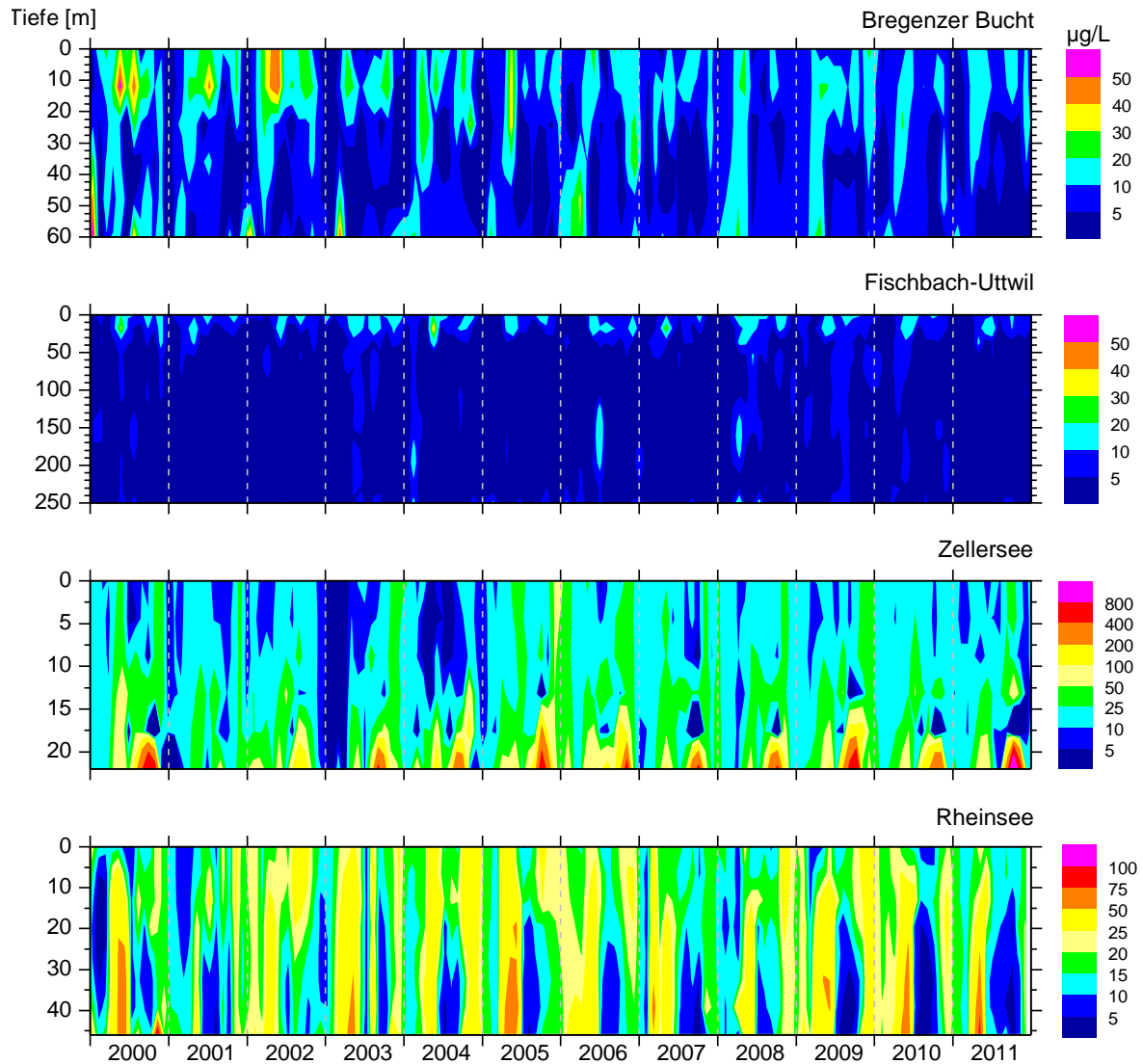


Abb. 15: Ammonium-N-Verteilung in der Bregener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Ammonium ist Teil des mikrobiellen Stickstoffabbaus im See und deutet auf den Abbau von organischer Substanz hin. Die rückläufige Algenproduktion führt insgesamt zu abnehmenden Ammoniumgehalten. In der Seemitte des Obersee sind die geringsten Ammoniumgehalten zu finden und dieser Seeteil ist auch am wenigsten produktiv.

Im produktiveren Untersee entsteht insbesondere im Zellersee Ammonium im Verlauf des Sommers durch Reduktion von Nitrat in den sauerstoffverarmten Tiefenzonen.

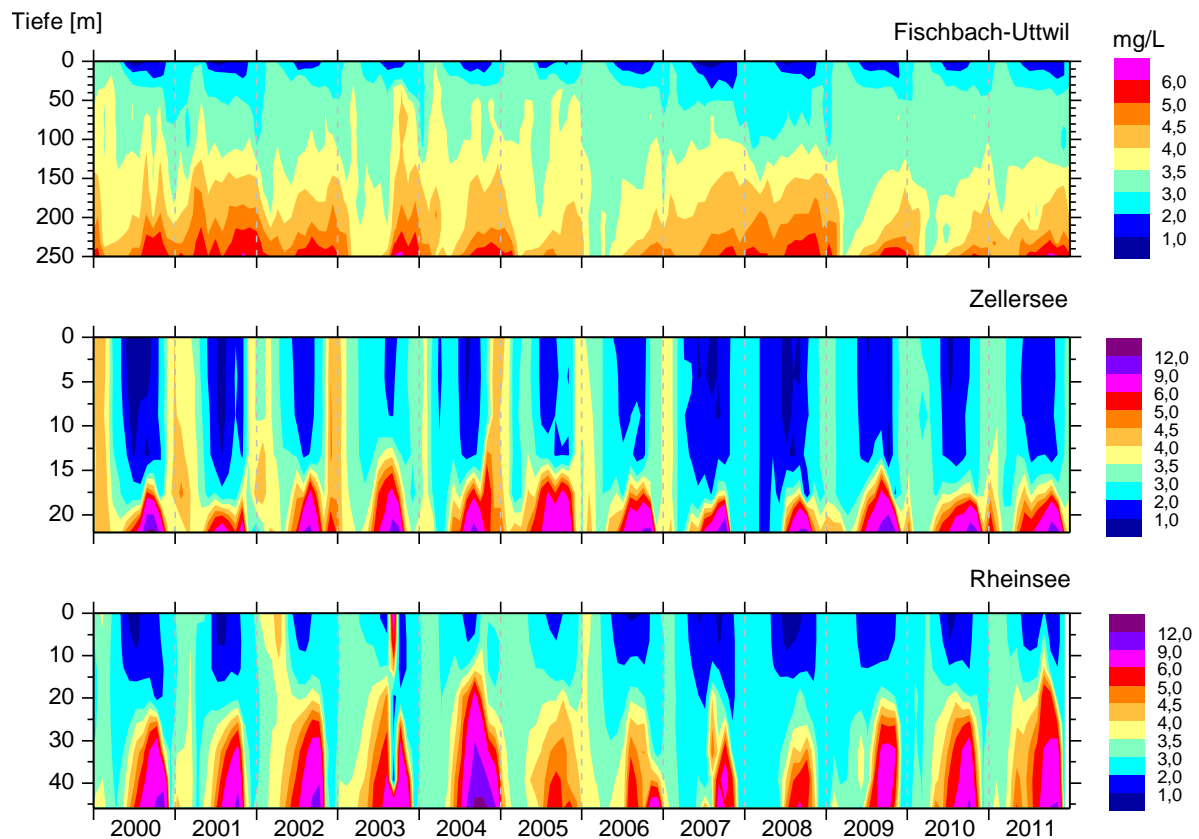
Silikat

Abb. 16: Silikatverteilung in Seemitte (FU) im Obersee, im Zellersee und im Rheinsee.

Die saisonale Entwicklung der Silikatkonzentrationen wird in allen Seeteilen durch Zehrungsprozesse (Verbrauch durch Kieselalgen) an der Oberfläche und eine Freisetzung über dem Seegrund durch Abbauvorgänge geprägt. Im Obersee sind Jahre mit guter Vertikalzirkulation (wie 2006) an einer Abnahme des Silikat Vorrats im Tiefenwasser zu erkennen, während sich in Jahren mit unvollständiger Durchmischung (wie 2007, 2008 oder 2011) das Tiefenwasser mit Silikat anreichert.

Infolge der höheren Produktion führt die Freisetzung im Zellersee und Rheinsee zu höheren Konzentrationen über dem Seegrund als im Obersee.

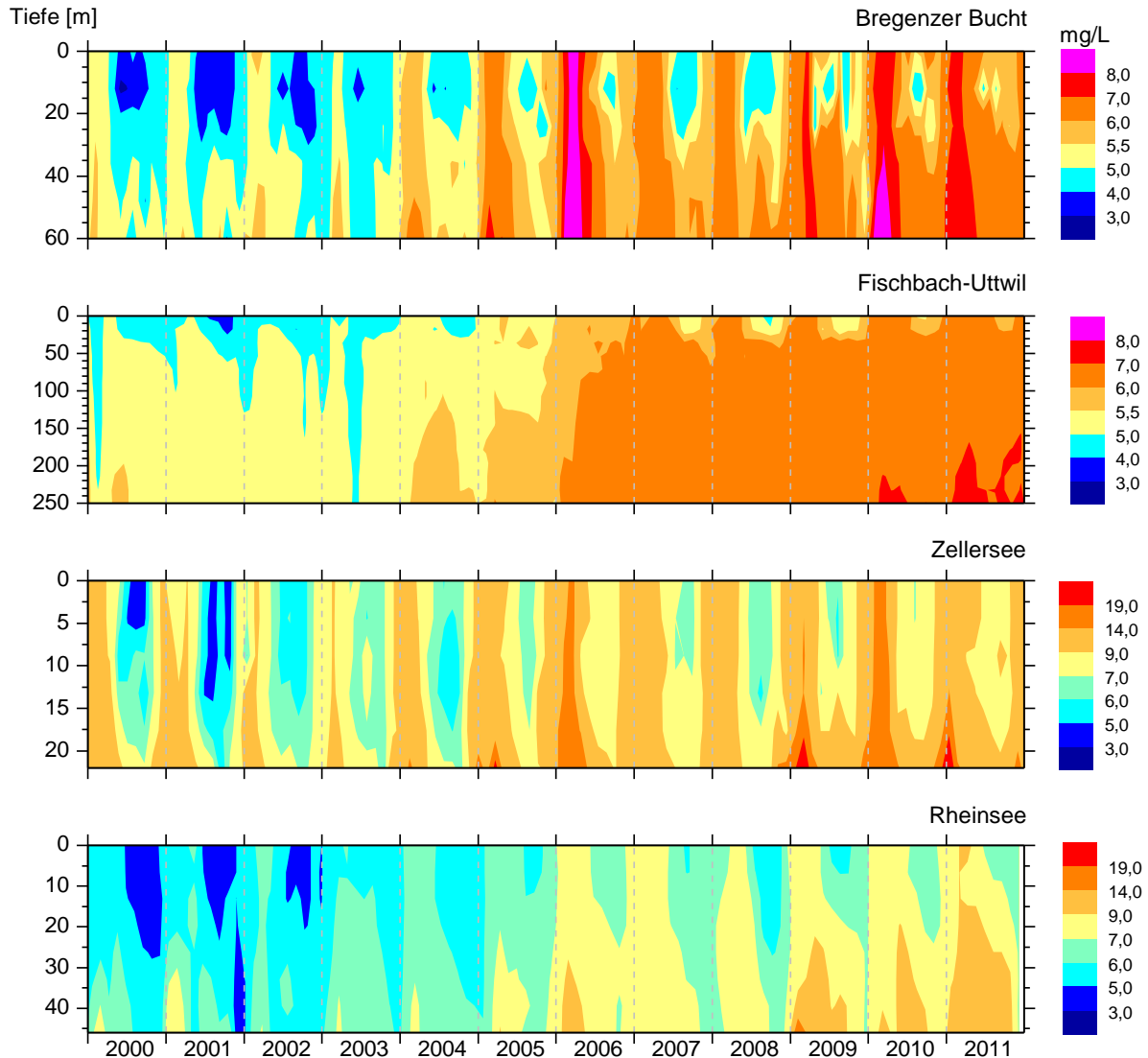
Chlorid

Abb. 17: Chloridverteilung in der Bregenzener Bucht, in Seemitte (FU) im Obersee, sowie im Zellersee und Rheinsee im Untersee.

Im Frühjahr führt die Schneeschmelze zu höheren Abflüssen und geringeren Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe in Rhein und Bregenzener Ach. Anhand der Konzentrationsrückgänge von Chlorid in der Bregenzener Bucht und in Seemitte Fischbach-Uttwil lassen sich auf diese Weise die bevorzugten Einschichtungstiefen der Zuflüsse im See bei etwa 5 – 20 m erkennen. Seit 2006 nehmen die Chloridgehalte im Obersee weiter zu, was sich Anfang 2010 und 2011 insbesondere in der Bregenzener Bucht bemerkbar macht.

Die höheren Chloridwerte im Zellersee zu Jahresbeginn werden durch die Radolfzeller Ach verursacht. Mit steigendem Oberseespiegel im Verlauf des Frühjahr/Sommers dominiert das chloridärmere Oberseewasser den Zellersee und die Gehalte nehmen ab. Die Chloridwerte im Rheinsee werden in erster Linie durch die Verhältnisse im Obersee bestimmt, sind durch den Einfluss des Zellersees jedoch etwas höher.

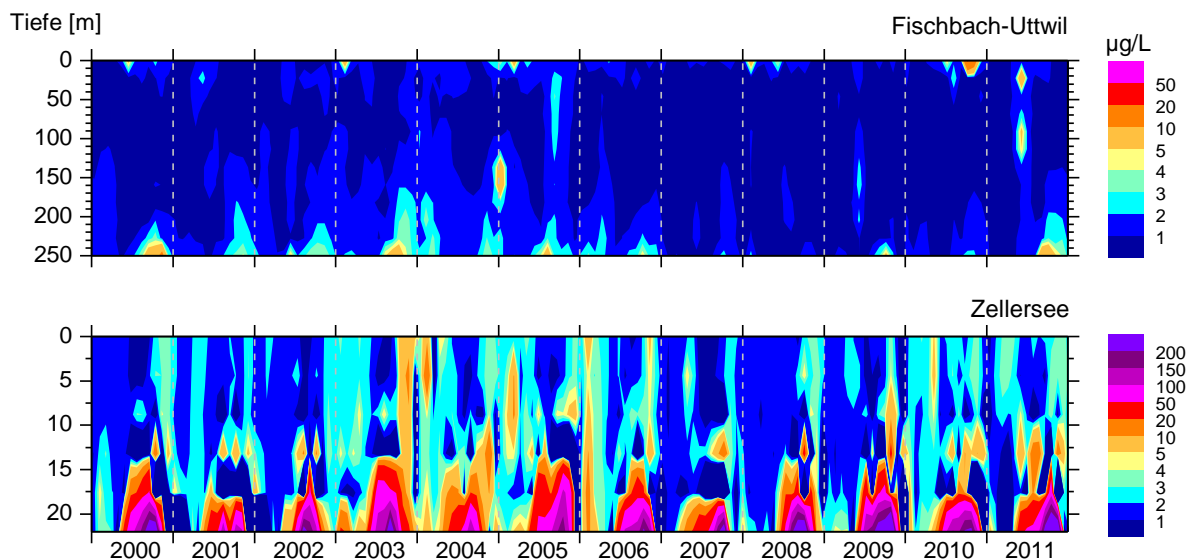
Mangan

Abb. 18: Manganverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

An der tiefsten Stelle im Obersee finden zyklisch wiederkehrende Mangan-Freisetzungen nur mehr in sehr geringem Ausmaß statt. Parallel zur Reoligotrophierung und dem Rückgang der Biomasse geht auch der grundnahe Abbau und mithin die Manganfreisetzung zurück. Die Anstiege der Mangan-Konzentrationen sind gekoppelt mit dem Abbau von Biomasse über Grund, der im Verlauf der Wachstumsphase zu einer starken Sauerstoffzehrung und einer Absenkung der Redoxpotenziale führt. Dadurch werden schwerlösliche Mangan(IV)-Verbindungen zu leichtlöslichen Mangan(II)-Verbindungen reduziert, die sich im überstehenden Wasser lösen. Vergleichbare Zyklen sind für die saisonale Freisetzung des Eisens und den daran gebundenen Phosphor verantwortlich.

Im Zellersee hingegen ist die Mangan-Freisetzung über dem Seegrund im letzten Jahrzehnt unverändert hoch.

Eisen

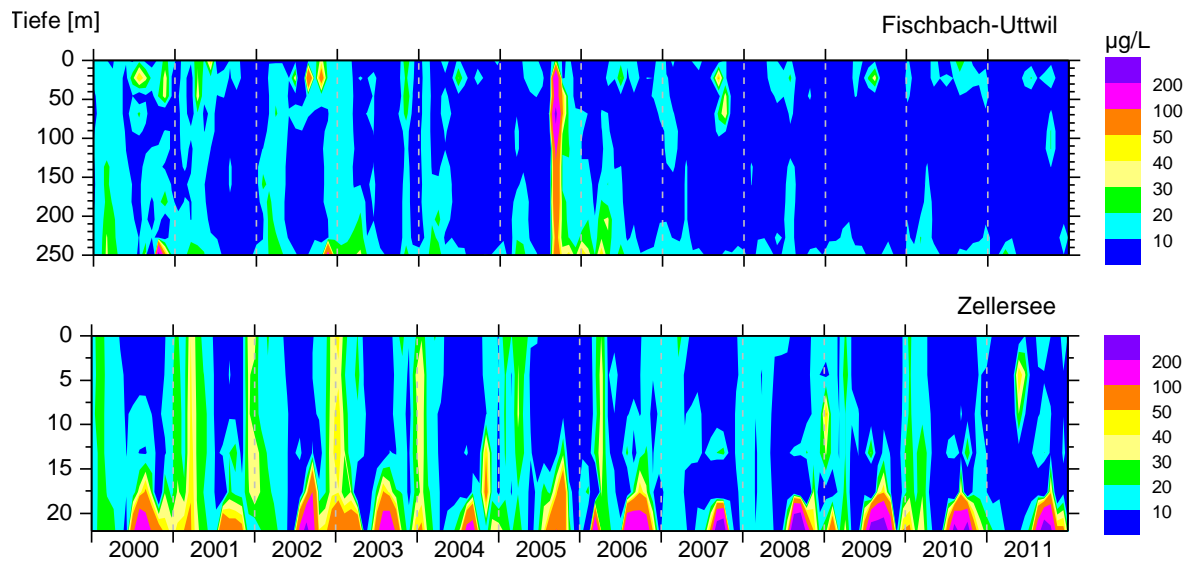


Abb. 19: Eisenverteilung in Seemitte (FU) im Obersee und im Zellersee.

Die saisonale Freisetzung des Eisens bei Absenkung der Redoxpotenziale folgt den gleichen Gesetzmäßigkeiten wie beim Mangan (siehe Abb. 18). Damit sind die Unterschiede zwischen Obersee und Untersee zu erklären. Zusätzlich zeigen erhöhte partikuläre Eisengehalte Flusswasserfahnen an, da im Gegensatz zu mineralischen Schwebstoffen mit Eisengehalten von einigen Prozenten Algen lediglich Spuren von Eisen enthalten. Im Jahr 2005 ist deutlich das Augusthochwasser in Seemitte Obersee zu erkennen.

Phytoplankton-Bilder



Abb. 20: Dinobryon divergens (Länge der Einzelzelle 30-65 µm)

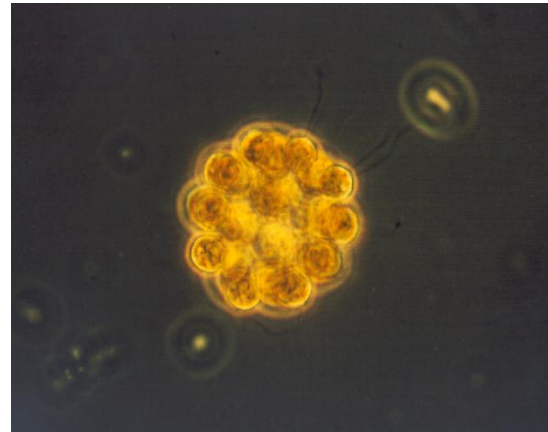


Abb. 21: Synura uvella (Länge 10-15 µm, Breite 8-10 µm).

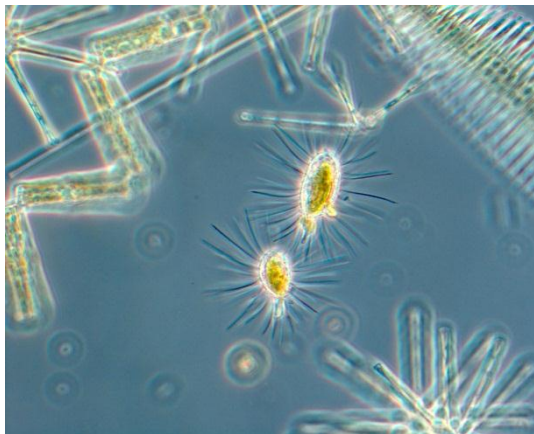


Abb. 22: Mallomonas acaroides (Länge 18-45 µm, Breite 7-23 µm).

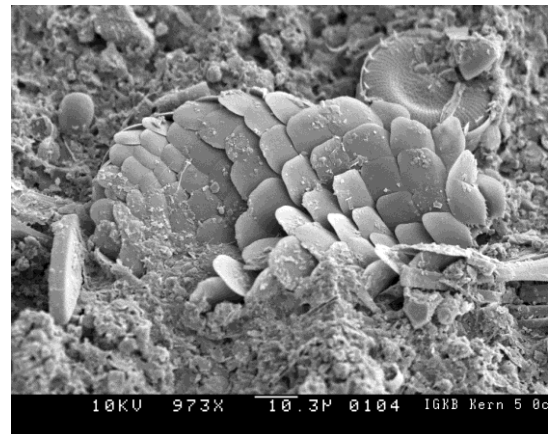


Abb. 23: Mallomonas acaroides, Schuppen (Länge 18-45 µm, Breite 7-23 µm).

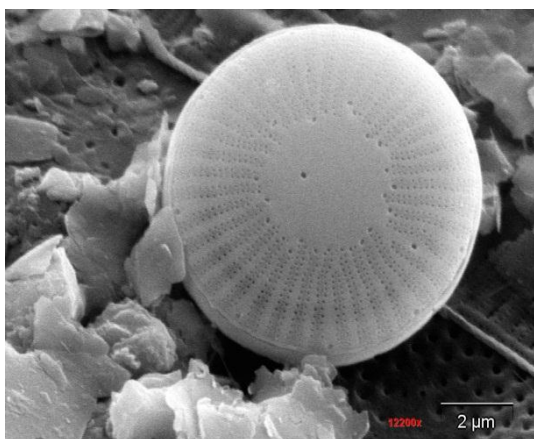


Abb. 24: Cyclotella costei (Syn. C. cyclopuncta; Zellen Ø 8-12 µm).



Abb. 25: Cyclotella radiosa (Zellen Ø 8-50 µm).

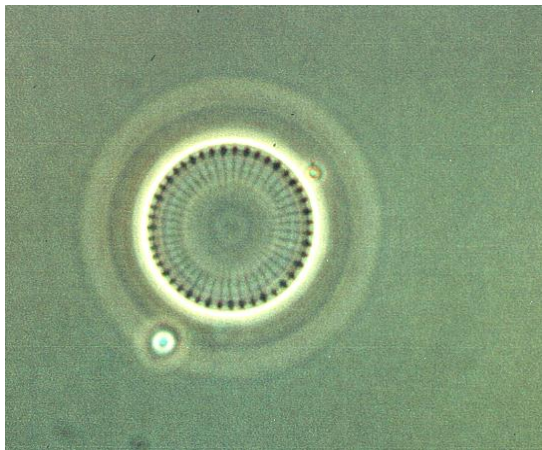


Abb. 26: *Stephanodiscus alpinus* (Zellen Ø 10-32 µm).

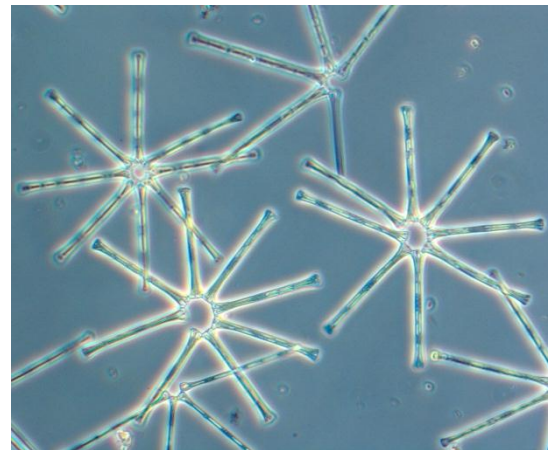


Abb. 27: *Asterionella formosa* (Länge 40-75 µm Breite 2-4 µm).

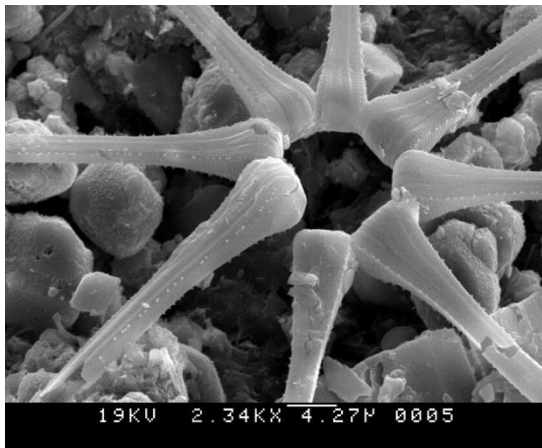


Abb. 28: *Asterionella formosa* (Länge 40-75 µm Breite 2-4 µm).



Abb. 29: *Fragilaria crotonensis* (Länge 40-170 µm).

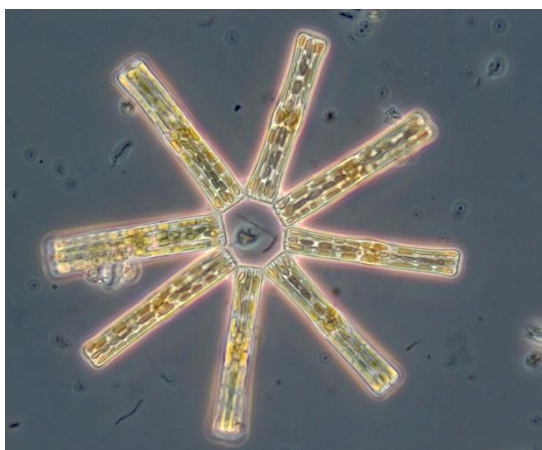


Abb. 30: *Tabellaria fenestrata* (Länge 35-80 µm, Breite 4-10 µm).

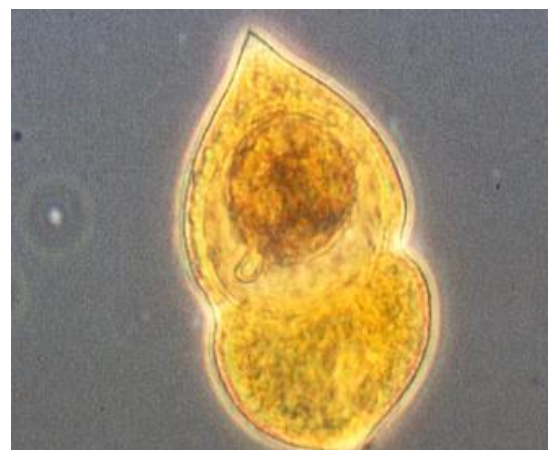


Abb. 31: *Gymnodinium helveticum* (Länge 42-57 µm Breite 23-30 µm).

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Überlinger See)

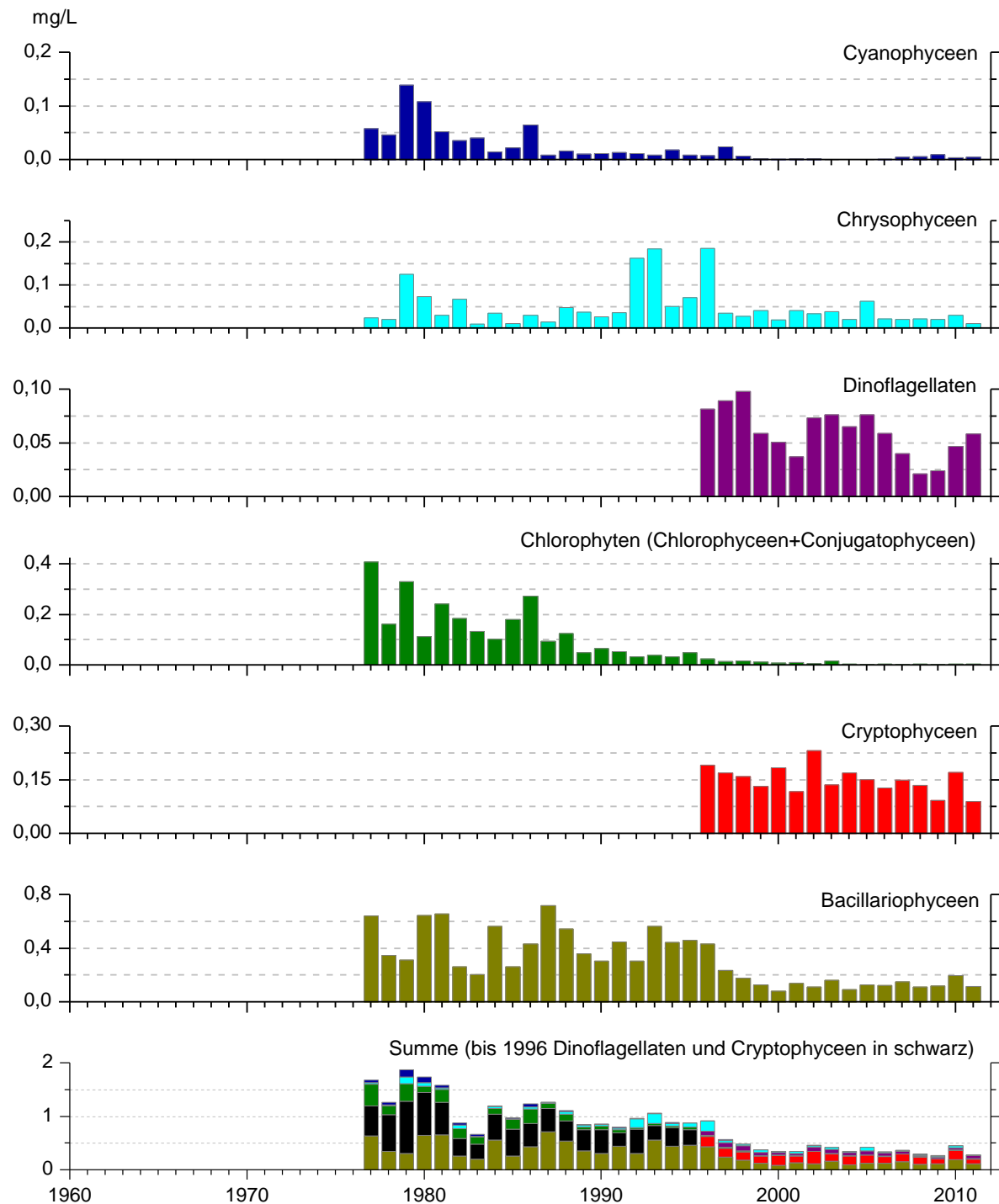


Abb. 32: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Überlinger See, 1977-2011).

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil)

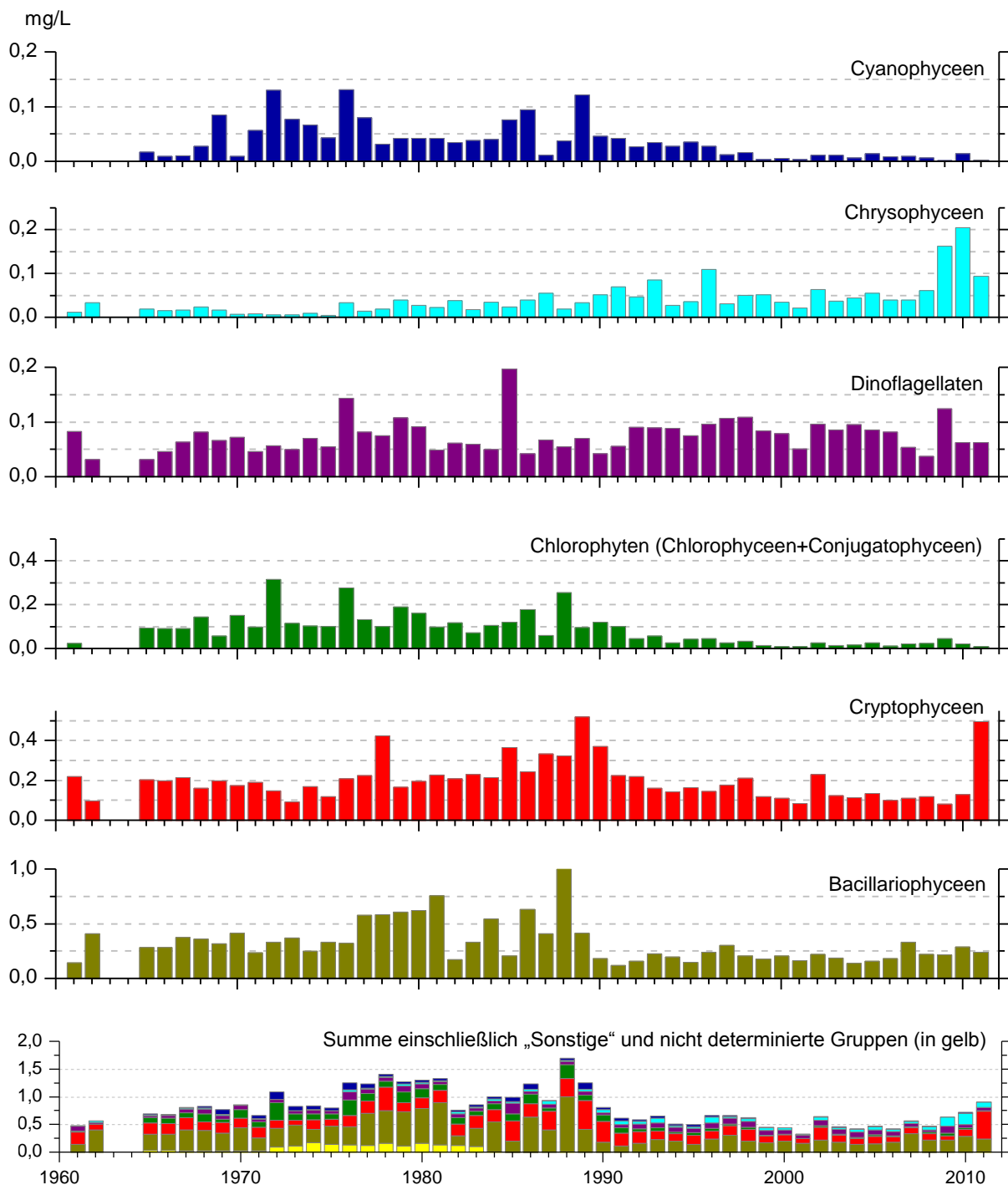


Abb. 33: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil, 1961-2011).

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee)

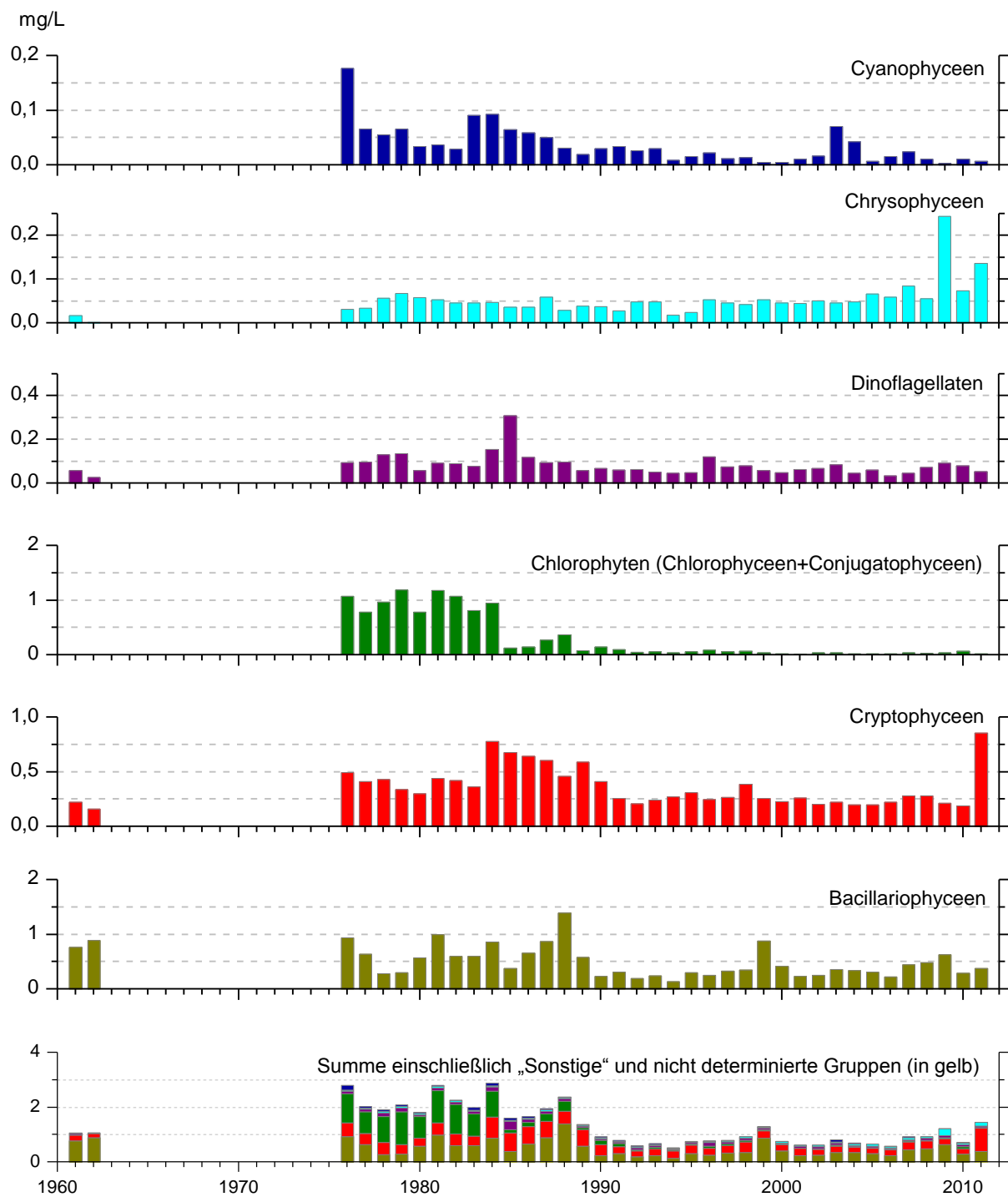


Abb. 34: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Zellersee, 1976-2011).

Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee)

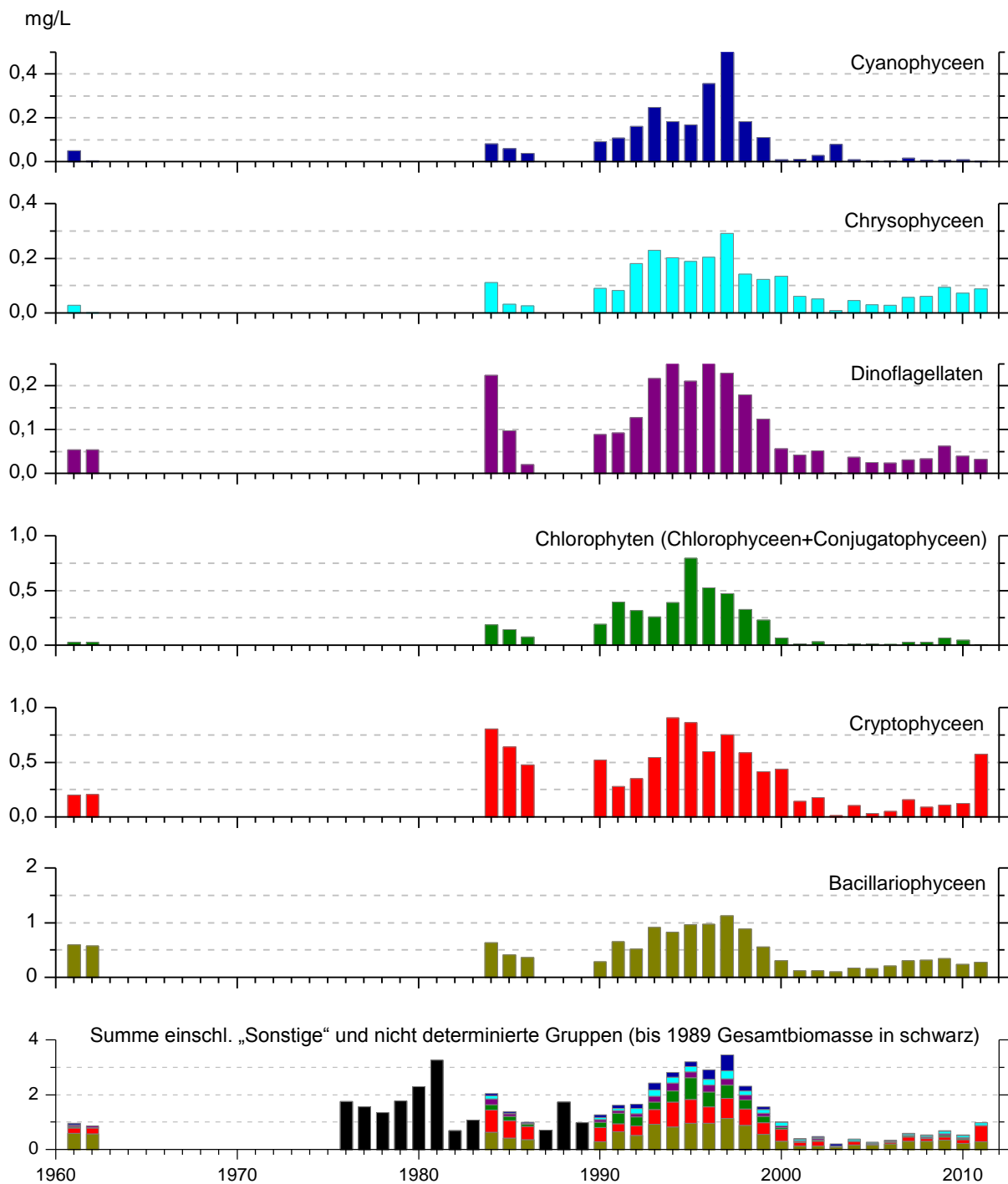


Abb. 35: Langzeitentwicklung des Phytoplanktons im Bodensee-Untersee (Rheinsee, 1976-2011).

Die Jahresdurchschnitts-Biomassen an den Stationen Fischbach-Uttwil im Obersee und Zellersee im Untersee bewegen sich seit gut 20 Jahren auf Werten in Höhe von Anfang der sechziger Jahre. An der Station Rheinsee ist dies seit 12 Jahren der Fall. Allerdings war die Phytoplankton-Biomasse -an allen drei Seeteilen, die sich im ISF-Langzeitmonitoring befinden, deutlich höher als im Vorjahr; an der Station Fischbach-Uttwil ist das schon das dritte Jahr der Fall. Sie liegt im Obersee und im Zellersee damit bereits etwas über dem Bereich der Schwankungen seit dem Jahr 1990.

An der Station Überlinger See begannen die Phytoplankton-Untersuchungen erst 1977, also zu einer Zeit, als der Höchststand der Eutrophierung bereits erreicht war. Seit 14 Jahren bewegen sich die Jahresdurchschnitts-Biomassen zwischen 0,26 mg/L und 0,45 mg/L, sind also die niedrigsten aller Seeteile im Langzeit-Monitoring (Abb. 32).

Die Werte zeigen die Richtigkeit der damaligen Entscheidung, die Entnahmestelle der Bodensee-Wasserversorgung in den Überlinger See zu legen.

Im Überlinger See wurde das Phytoplankton von 1977 bis 1995 nach einem vereinfachten Verfahren ausgewertet, bei dem Dinoflagellaten und Cryptophyceen zusammengefasst wurden. Eine Interpretation dieser beiden Gruppen vor 1996 ist deshalb nicht möglich. Ab 1997 sind die Cryptophyceen stark dominierend und stellen in den meisten Jahren den überwiegenden Teil der Biomasse. Die bis 1996 starken Kieselalgen sind deutlich zurückgegangen, bilden aber nach den Cryptophyceen die zweitstärkste Gruppe. Die Chlorophyten und Cyanobakterien sind sehr stark zurückgegangen und spielen kaum noch eine Rolle. Die Chrysophyceen erreichten Ende der siebziger und Anfang der neunziger Jahre teilweise hohe Biomassen, bewegen sich aber seither auf einem niedrigeren Niveau, was von den anderen untersuchten Seeteilen stark abweicht.

Im Obersee (Fischbach-Uttwil) spielen über die gesamte Untersuchungsdauer Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) die Hauptrolle und bilden den größeren Teil der Gesamtbiomasse (siehe Abb. 33); Eutrophierung und Oligotrophierung des Sees haben an diesem Grundmuster nichts geändert. Auch die Dinophyceen (Panzerflagellaten) zeigen keinen eindeutigen Trend. Anders ist dies bei Chlorophyten und Cyanobakterien: Der deutliche Rückgang der Chlorophyten setzte im Obersee vor 20 Jahren ein und fällt damit zeitlich zusammen mit der Stabilisierung der Gesamtbiomasse, die sich seit 20 Jahren bei Werten zwischen 0,33 und 0,91 mg/L bewegt. Auch die Cyanobakterien (Blualgen oder Cyanophyceen) zeigen einen deutlichen Trend: Ihre Maxima fallen in die Zeit der höchsten Phosphorkonzentrationen. Auffällig ist die Zunahme der Chrysophyceen: Diese setzte bereits bei noch hohen Nährstoffkonzentrationen ein; inzwischen hat sich der Bestand auf relativ hohem Niveau stabilisiert.

Im Seeteil Zellersee spielen Diatomeen (Kieselalgen) und Cryptophyceen (Schlundalgen) seit Mitte der achtziger Jahre die Hauptrolle und bilden wie im Obersee den überwiegenden Teil der Gesamtbiomasse (Abb. 34). Vorher war der Anteil der Chlorophyten sehr hoch, was auf eine grundsätzlich höhere Trophielage in diesem Seeteil in den Jahren 1976 bis 1984 hinweist. Chrysophyceen und Dinophyceen zeigen keinen eindeutigen Trend, während bei den Cyanobakterien dieselbe Entwicklung wie im Obersee mit einem starken Rückgang seit 19 Jahren sichtbar ist. Allerdings kommt es immer wieder zu stärkeren Blaualgenentwicklungen wie 2003 und 2004, was auf eine gewisse Instabilität der Planktonbiozönose hinweist.

Im Seeteil Rheinsee wurden Anfang der achtziger Jahre und noch einmal im Zeitraum 1993 bis 1998 außerordentlich hohe Biomassen erreicht (Abb. 35), die erheblich höher als in den Seeteilen Zellersee und Obersee lagen und eine Interpretation der Entwicklung sehr erschweren. Die Jahresdurchschnittsbiomassen sind im Seeteil Rheinsee seit 11 Jahren stark abgesunken und bewegen sich nunmehr auf Höhe der Werte im Obersee. Die Entwicklung der einzelnen Gruppen entspricht seit diesem Zeitpunkt der im Obersee: Diatomeen und Cryptophyten bilden den Hauptteil der Biomasse, Chlorophyten sind nahezu verschwunden, Cyanobakterien ebenfalls mit Ausnahme des Jahres 2003, Chrysophyceen und Dinophyceen bilden einen stabilen Bestand.

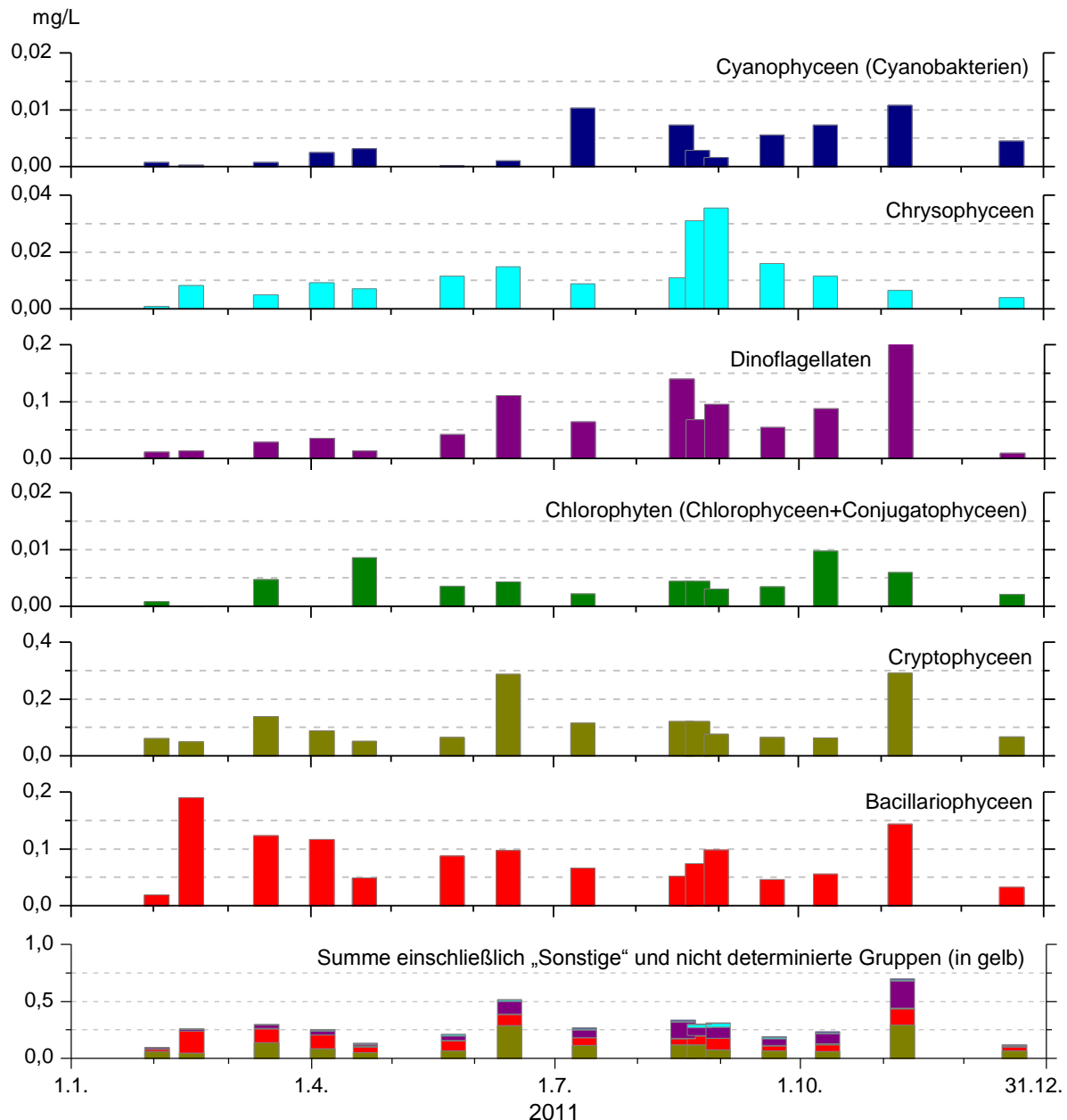
Bodensee-Obersee (Überlinger See) Gruppen in 0-20m

Abb. 36: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee 2011 (Überlinger See).

Die Station Überlinger See zeigt eine stark von den anderen Seeteilen abweichende Planktonentwicklung, was hauptsächlich auf das niedrigere trophische Niveau sowie andere Licht- und Strömungsverhältnisse durch den fjordartigen Charakter des Überlinger Sees zurückzuführen ist. Im Gegensatz zum Obersee entwickelte sich keine typische Frühjahrsblüte mit einer hohen Spitze, allerdings setzte die Planktonentwicklung sehr früh im Februar ein mit einem hohen Anteil an Cryptophyceen. Ein erstes starkes Maximum zeigte sich Mitte Juni mit einem hohen Anteil an Kieselalgen, ein zweites Maximum Anfang November mit einem großen Anteil an Diatomeen, aber auch einem starken Anteil an Dinoflagellaten. Das ganze Jahr über zeigte sich eine starke Präsenz von Cryptophyceen, ab Mitte Mai auch von Dinoflagellaten. Im Vergleich mit den anderen Seeteilen finden sich in der Station Überlinger See die niedrigsten Biomassen. Cyanobakterien als Eutrophierungsanzeiger spielten kaum eine Rolle.

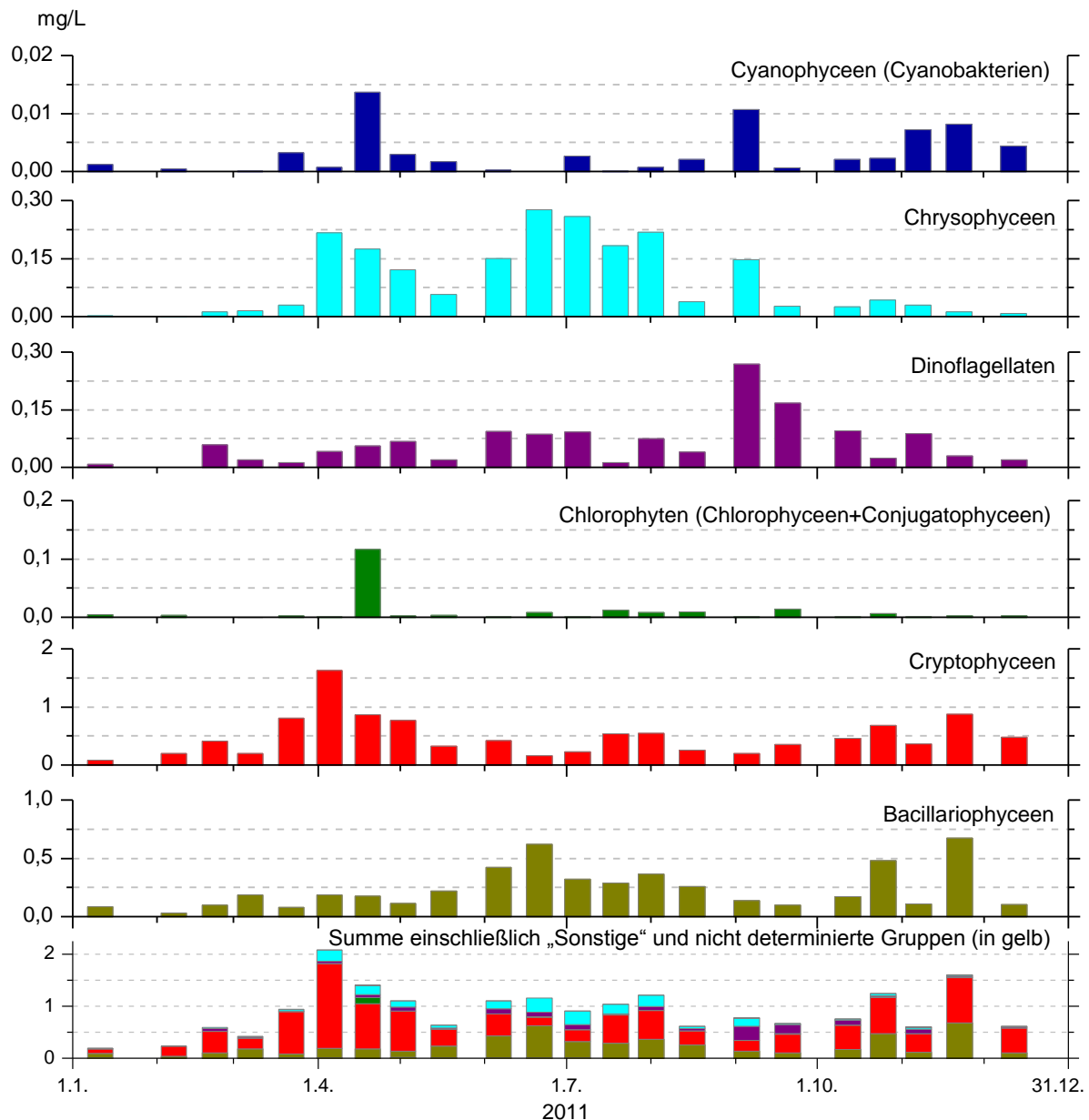
Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Gruppen in 0-20m

Abb. 37: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee 2011 (Fischbach-Uttwil).

An der Station Fischbach-Uttwil zeigte sich 2011 Anfang April eine typische Frühjahrsblüte des Phytoplanktons, allerdings fehlen ein klassisches Klarwasserstadium und weitere deutliche Maxima. Im Gegensatz zu den Vorjahren spielten Cryptophyceen das ganze Jahr über eine dominierende Rolle; nur im Hochsommer und im Herbst erreichten die Kieselalgen größere Anteile an der Gesamtbiomasse. Die starke Präsenz der Chrysophyceen wie im Vorjahr zeigte sich 2011 nicht mehr. Wie im Überlingersee spielten Cyanobakterien als Eutrophierungsanzeiger kaum eine Rolle.

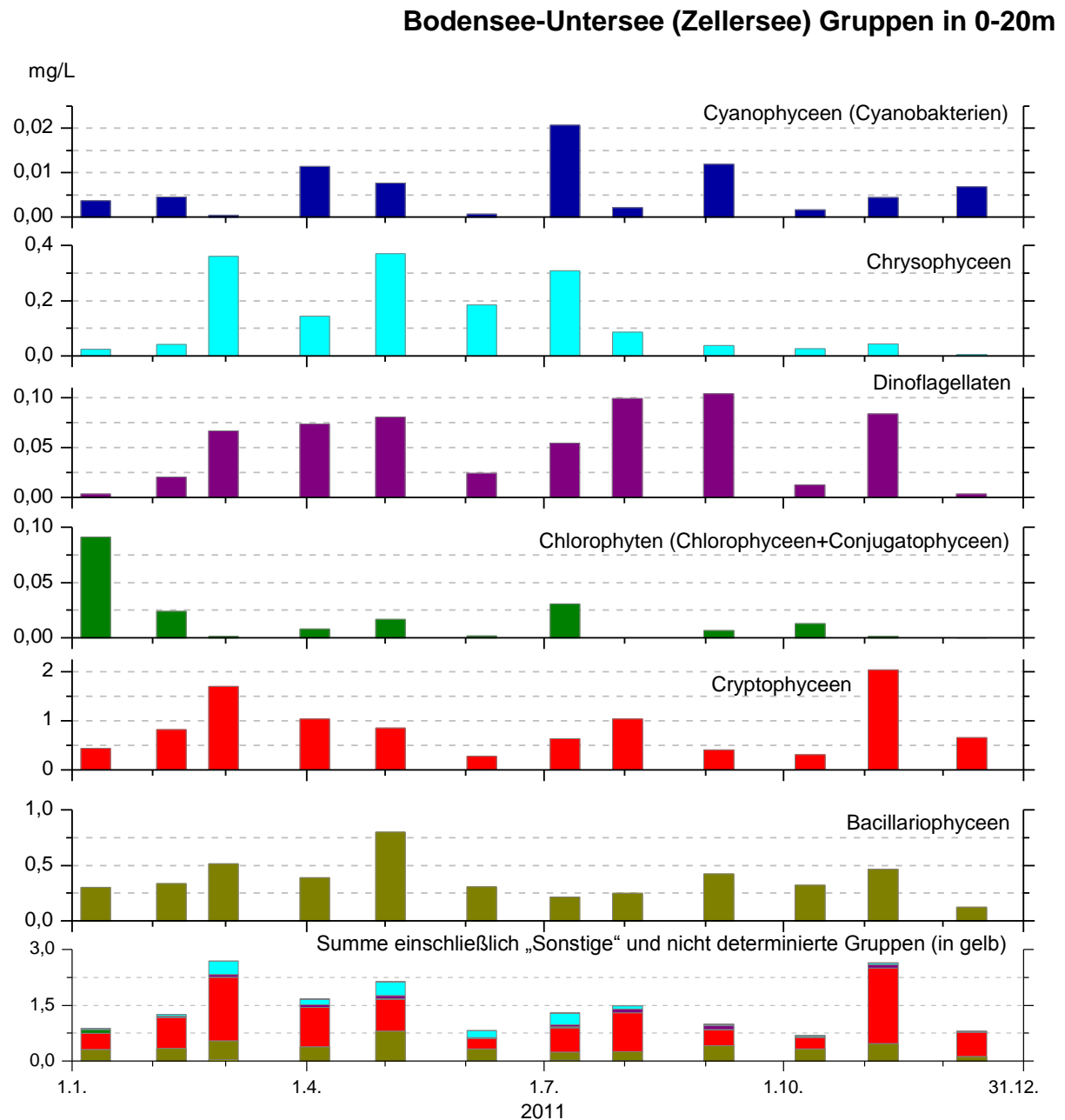


Abb. 38: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2011 (Zellersee).

Im Zellersee setzt die Planktonentwicklung regelmäßig mehrere Wochen früher ein als im Obersee; dies gilt auch für das Jahr 2011. Bereits Ende Februar wurde die Jahreshöchst-Biomasse erreicht. Ein klassisches Klarwasserstadium trat 2011 nicht ein. Ein zweites, kleineres Maximum zeigte sich Anfang Mai; Anfang November folgte ein weiteres, sehr hohes Maximum. Wie im Obersee dominierten das ganze Jahr über die Cryptophyceen. Die Chrysophyceen erreichten im Frühjahr und Sommer nennenswerte Anteile an der Gesamtbiomasse. Cyanobakterien als Eutrophierungsanzeiger spielten kaum eine Rolle.

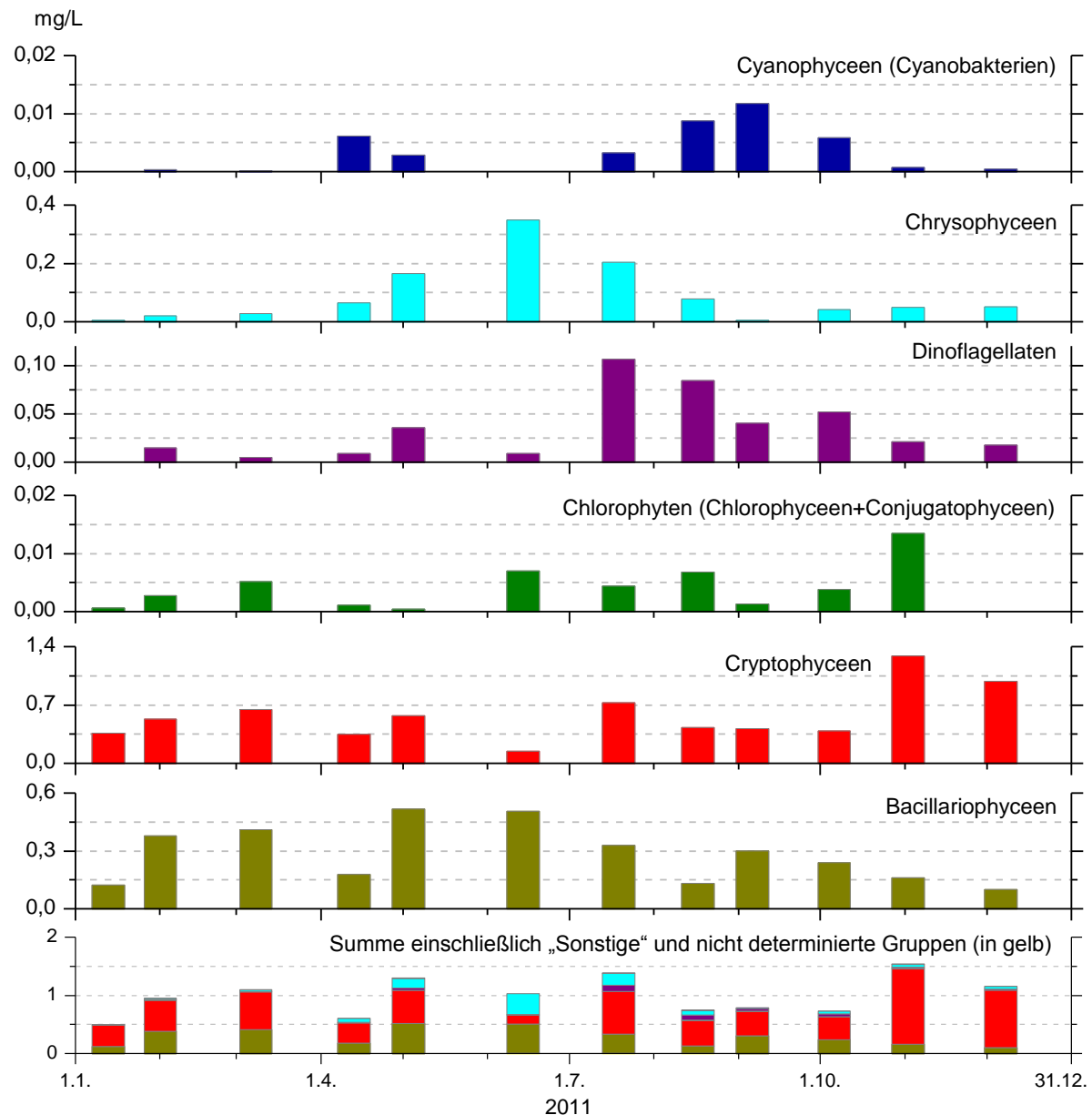
Bodensee-Untersee (Rheinsee) Gruppen in 0-20m

Abb. 39: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2011 (Rheinsee).

Das Phytoplankton im Rheinsee zeigte 2011 eine ausgesprochen ausgeglichene Entwicklung, die stark vom Obersee und vom Zellersee abwich. Starke Maxima und Minima in der ersten Jahreshälfte fehlten; lediglich Anfang November erfolgte ein deutliches Maximum. Fast das ganze Jahr über dominierten Cryptophyceen, nur Anfang Juni war der Anteil der Kieselalgen höher. Die Chrysophyceen erreichten im Frühjahr und Sommer nennenswerte Anteile an der Gesamtbiomasse. Cyanobakterien als Eutrophierungsanzeiger spielten kaum eine Rolle.

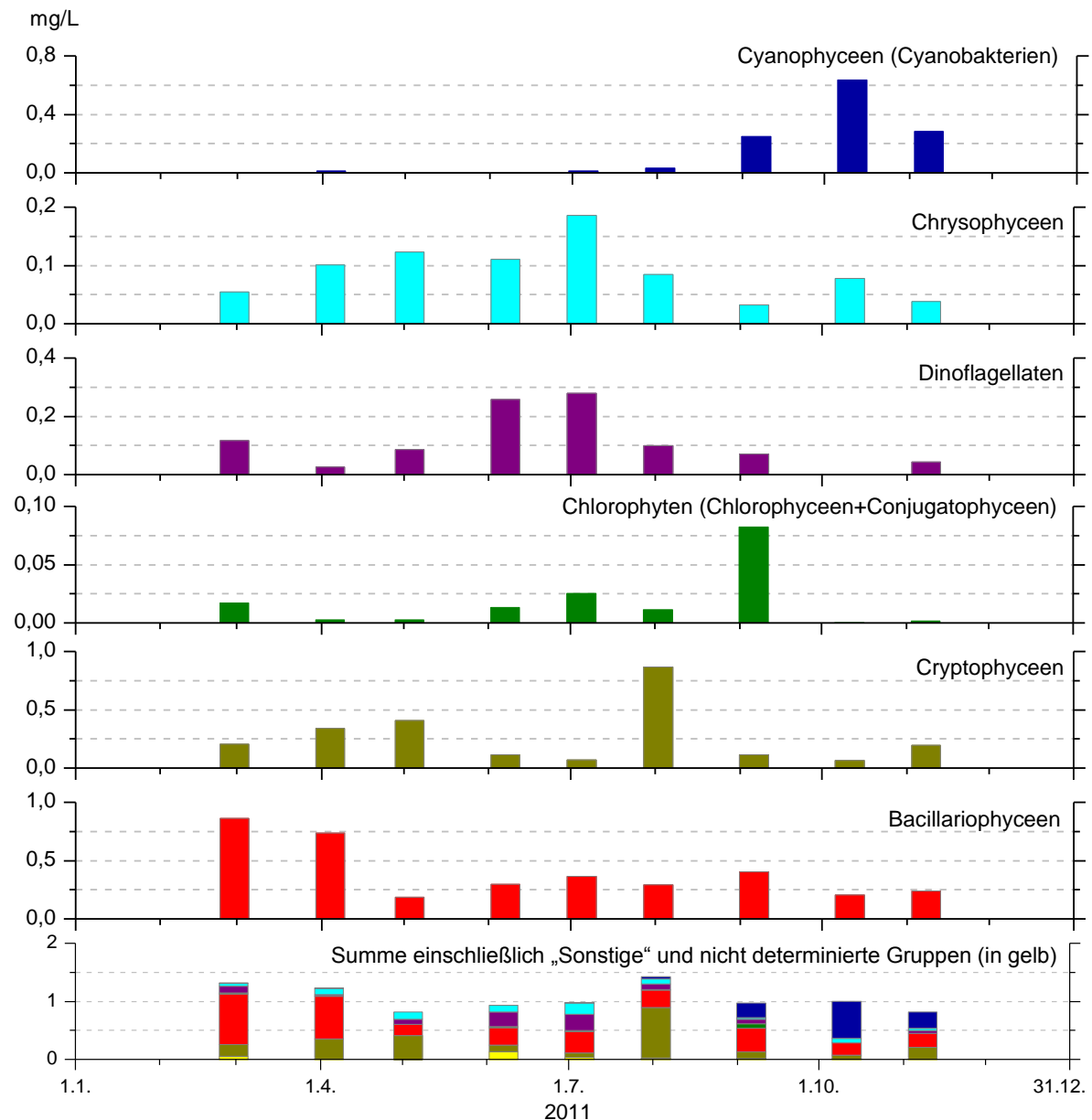
Bodensee-Untersee (Gnadensee) Gruppen in 0-20m

Abb. 40: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee 2011 (Gnadensee).

Das Phytoplankton im Gnadensee wurde 2011 nach einer längeren Pause wieder untersucht. Generell hat der Gnadensee eine stark von den anderen Seeteilen abweichende Trophie-Lage, was sich daran zeigt, dass schon im 19. Jahrhundert Planktonblüten beschrieben wurden. Auch 2011 war der Gnadensee der einzige Seeteil im Bodensee mit einem nennenswerten Anteil an Cyanobakterien (Blaualgen). Bereits im Juli begann sich diese Entwicklung abzuzeichnen; sie verstärkte sich bis in den Oktober, wo die Cyanobakterien den größten Teil der Biomasse einnahmen. Auch im November betrug ihr Anteil noch ein Drittel. Die in den anderen Seeteilen ganzjährige Dominanz der Cryptophyceen trat hier nur im März und April ein.

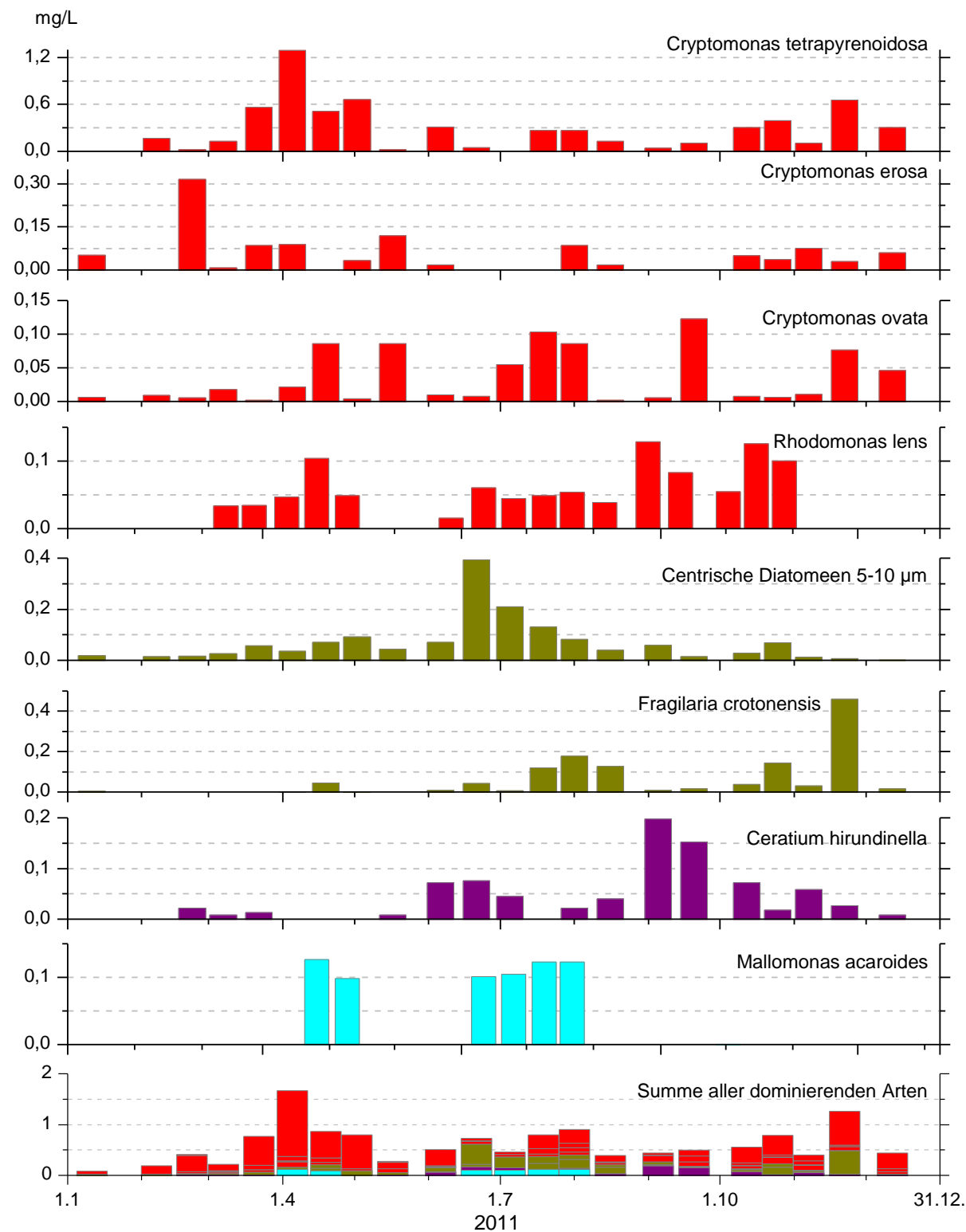
Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) Hauptarten in 0-20m

Abb. 41: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil).

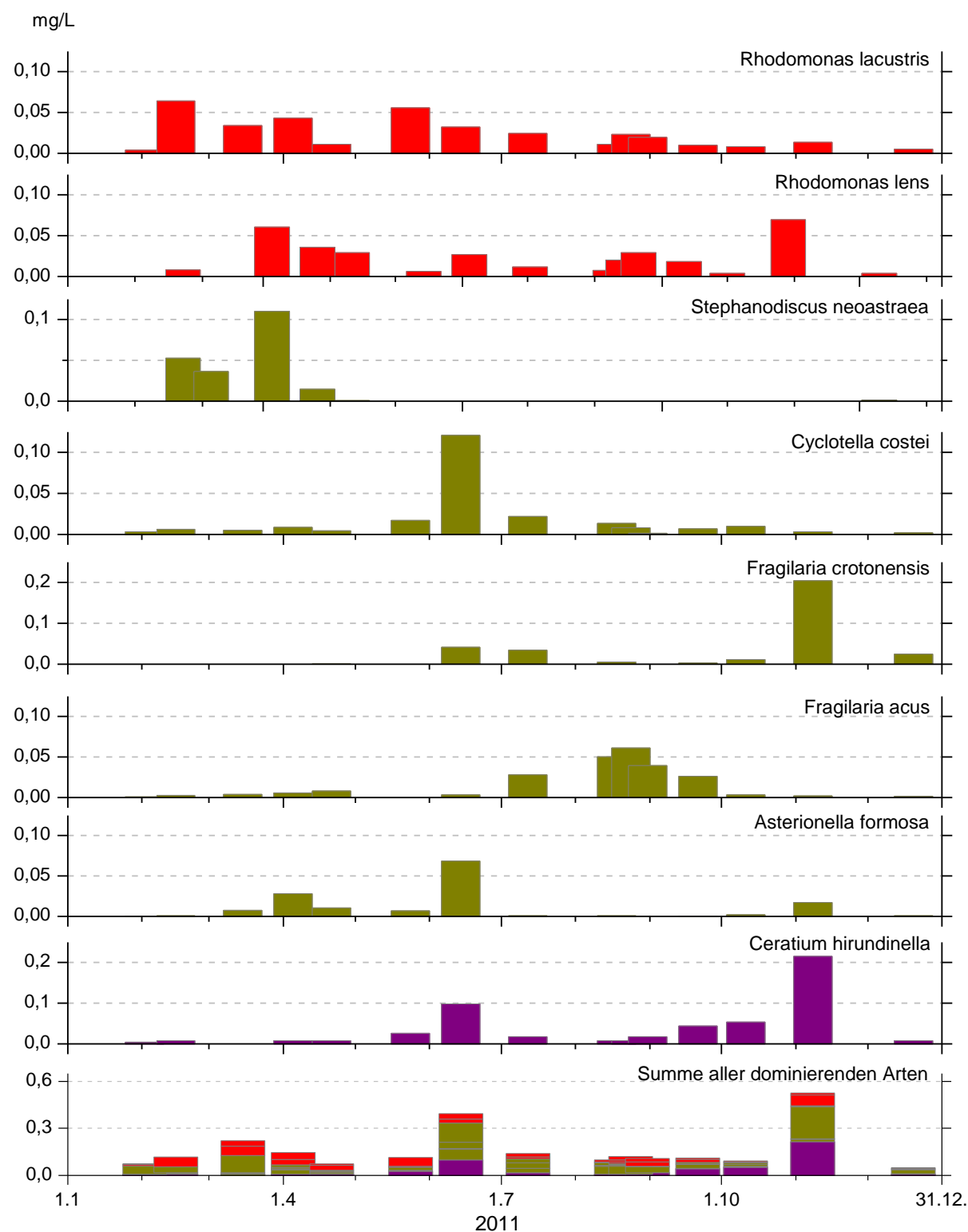
Bodensee-Obersee (Überlinger See) Hauptarten in 0-20m

Abb. 42: Hauptarten im Bodensee-Obersee (Überlinger See).

Die Entwicklung der Hauptarten an der Station Fischbach-Uttwil wurde 2011 sehr stark von Cryptophyceen dominiert; mehrere Cryptomonas- und Rhodomonas-Arten bildeten das ganze Jahr über eine stabile Population. In der Jahresmitte dominierten dann kleine centrische Kieselalgen, im Hochsommer und im Herbst die pennate Kieselalge *Fragilaria crotonensis*. Schwächere Maxima zeigten sich in der zweiten Jahreshälfte mit der Panzeralge *Ceratium hirundinella* sowie der Chrysophycee *Mallomonas* in den Monaten April, Juni und Juli (Abb. 41).

Im Überlinger See wich die Entwicklung der Hauptarten stark vom Obersee ab (Abb. 42). Während dort Cryptophyceen dominierten, zeigte der Überlinger See mehr das Bild eines klassischen oligotrophen Sees mit einem größeren Anteil an centrischen Kieselalgen im Frühjahr und pennaten Kieselalgen im Sommer und Herbst. Im März war das *Stephanodiscus neoastraea*, im Juni *Cyclotella costei* (Synonym *C. cyclopuncta*), im September *Fragilaria acus* und im November *Fragilaria crotonensis*. Von den Cryptophyceen waren die beiden Arten *Rhodomonas lacustris* und *Rhodomonas lens* das ganze Jahr über mit einer stabilen Population vertreten.

Auch im Zellersee wurde die Entwicklung der Hauptarten 2011 sehr stark von den Cryptophyceen dominiert; mehrere Cryptomonas- und Rhodomonas-Arten bildeten das ganze Jahr über eine stabile Population. Die Kieselalgen spielten eine größere Rolle als im Obersee: Kleine und mittelgroße centrische Kieselalgen bildeten im Frühjahr und im Spätherbst größere Anteile an der Biomasse, die pennate Kieselalge *Fragilaria crotonensis* im Mai und im September (Abb. 43).

Die Entwicklung der Hauptarten im Rheinsee verlief ähnlich wie im Zellersee mit einer ganzjährigen hohen Dominanz der Cryptophyceen mit mehreren Cryptomonas- und Rhodomonas-Arten. Etwas schwächer waren kleine und mittelgroße centrischen Kieselalgen. Die pennate Kieselalge *Fragilaria crotonensis* trat in der Jahresmitte stärker in Erscheinung. Abweichend von der Entwicklung in anderen Seeteilen trat in der Jahresmitte und im Spätherbst noch die Chrysophycee *Mallomonas acaroides* auf (Abb. 44).

An der Station Gnadensee erreichten 2011 mehrere Cryptomonas-Arten im März und April hohe Biomassen, ebenso die centrischen Kieselalgen (Abb. 45). Die pennaten Kieselalgen *Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis* traten im April, Mai und im August stärker in Erscheinung. Die Dinophycee *Ceratium hirundinella* trat in der Jahresmitte stärker auf. Im September entwickelte sich dann ein Maximum des Cyanobakteriums *Gomphosphaeria aponina*, das seinen Höhepunkt im Oktober erreichte, jedoch auch im November noch stark war.

Bodensee-Untersee (Zellersee) Hauptarten in 0-20m

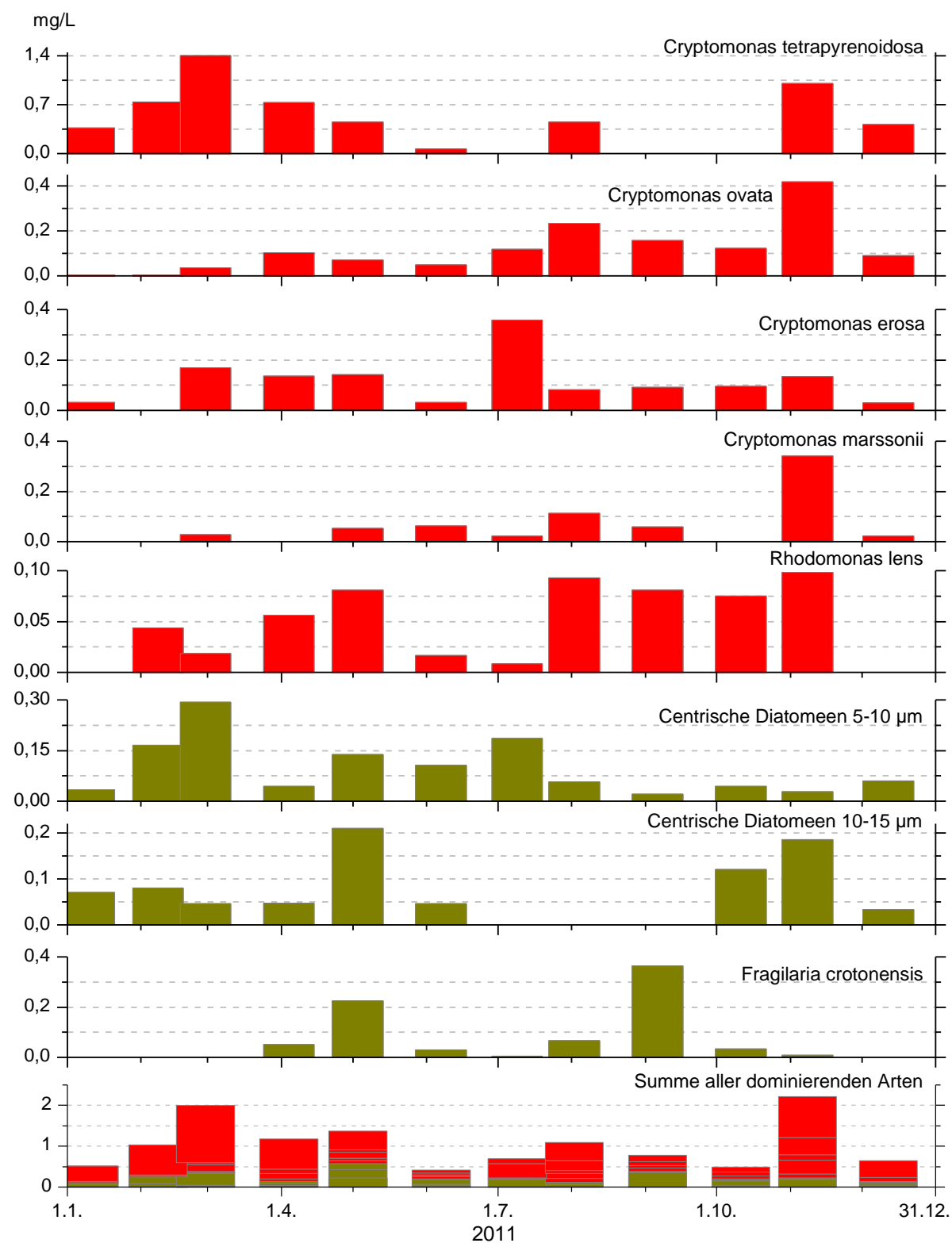


Abb. 43: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Zellersee).

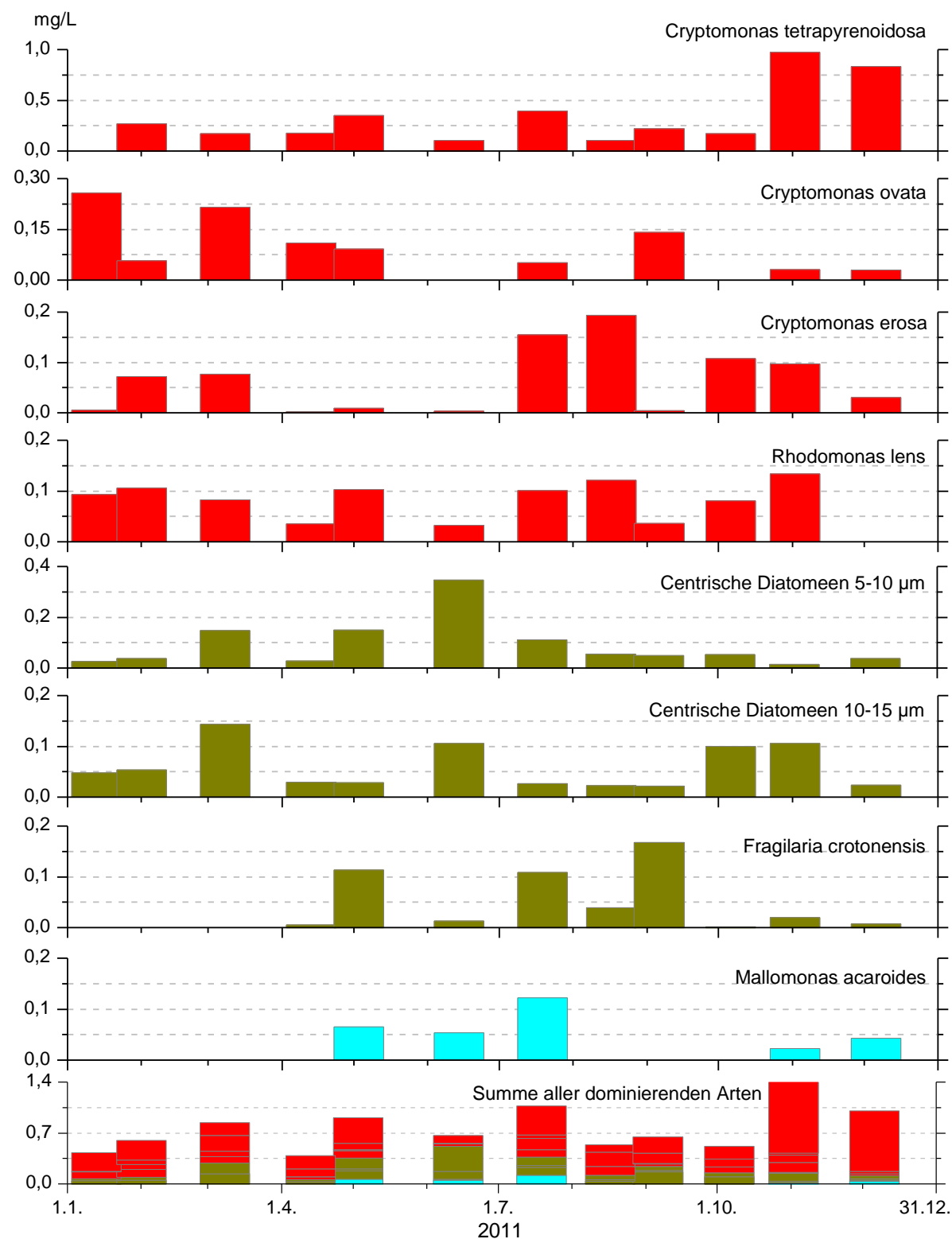
Bodensee-Untersee (Rheinsee) Hauptarten in 0-20m

Abb. 44: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Rheinsee).

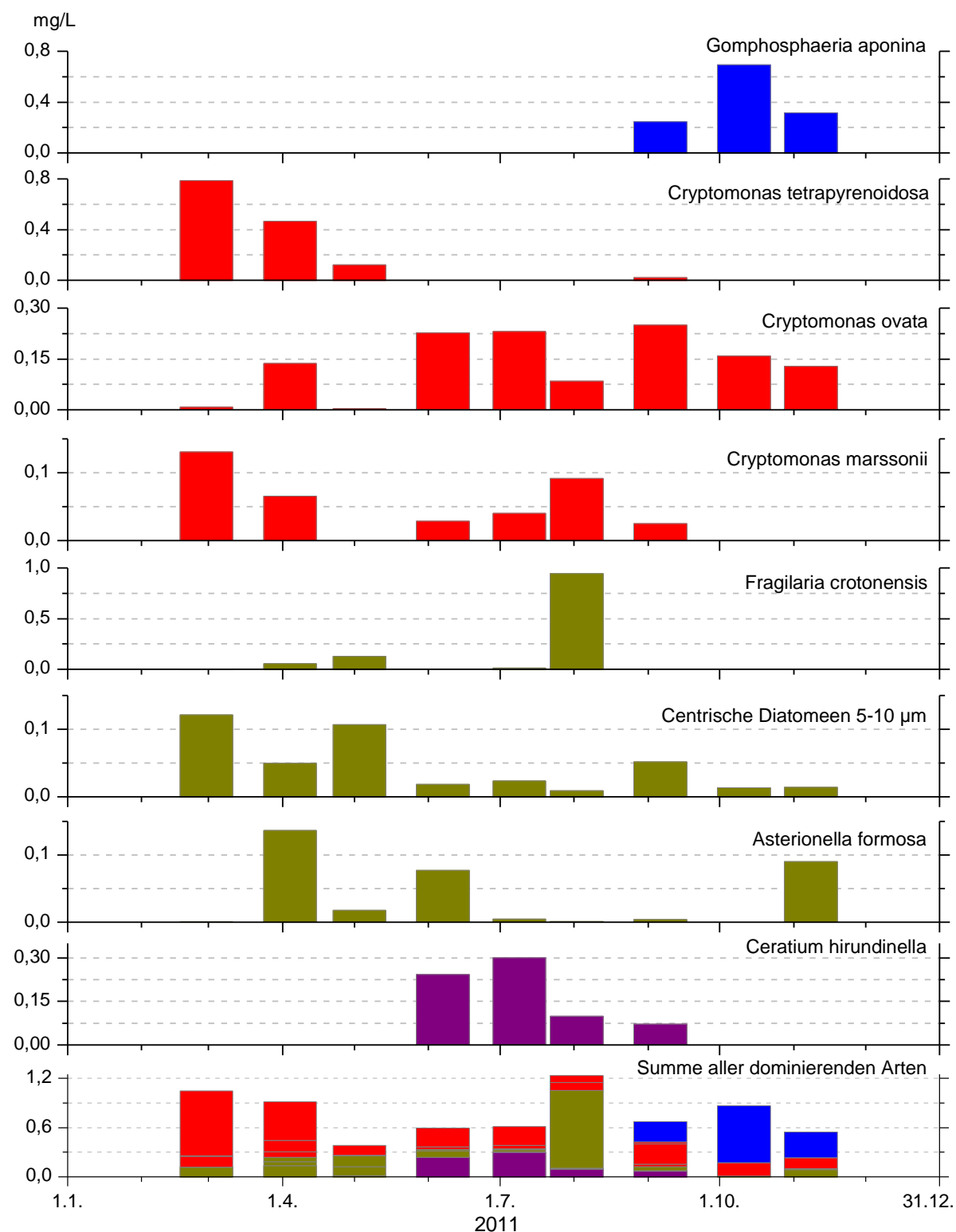
Bodensee-Untersee (Gnadensee) Hauptarten in 0-20m

Abb. 45: Hauptarten im Bodensee-Untersee (Gnadensee).

Pigmente

Langzeitentwicklung Chlorophyll-a



Abb. 46: Langfristige Chlorophyll-a Entwicklung.

Die langfristige Entwicklung der Chlorophyll-a Konzentrationen scheint sich bei den nun erreichten niedrigen Konzentrationen zu stabilisieren. Lediglich im Zellersee nehmen die Konzentrationen im Vergleich zum Vorjahr (vor allem im Frühjahr) noch ab. Weil diese niedrigen Konzentrationen schlechte Produktionsbedingungen für das herbivore Zooplankton implizieren, sei noch mal darauf hingewiesen, dass bei dem Mittelwert (0 – 20 m) die oberen phytoplanktonreicheren Wasserschichten mit tieferen, phytoplanktonarmen Wasserschichten gemittelt werden.

Die Werte des Rheinsees wurden vom Amt für Umwelt (AFU) des Kantons Thurgau gemessen. Die Bestimmung erfolgte ebenfalls mit Hilfe der HLPC.

Saisonale Muster der Chlorophyll-a Konzentrationen

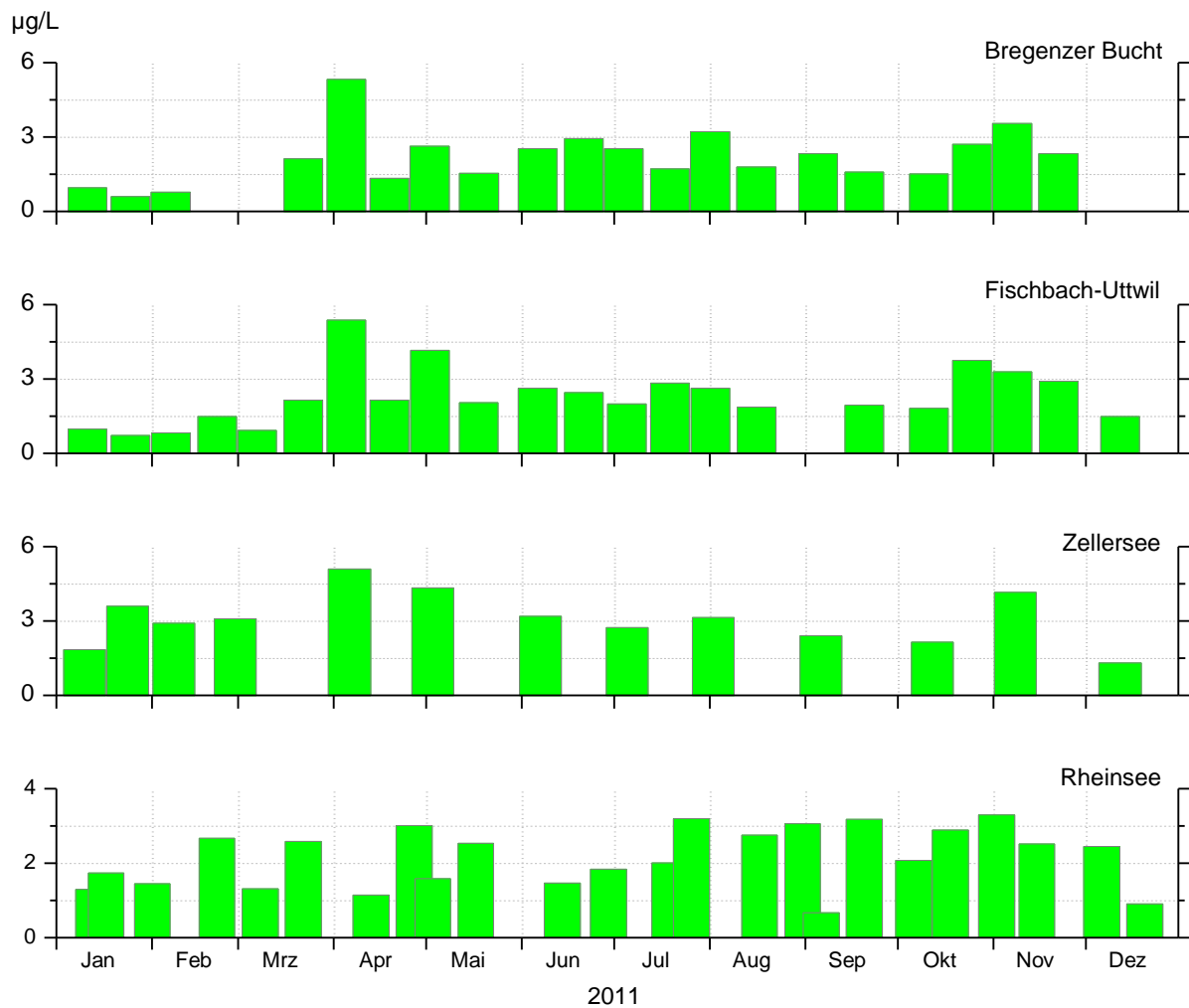


Abb. 47: Chlorophyll-a, Konzentrationen in verschiedenen Stationen.

Neben Chlorophyll-a wurden mit der HPLC auch die so genannten Leitpigmente bestimmt. Chlorophyll-b ist das Leitpigment für Chlorophyceen, Alloxanthin das Leitpigment für die Cryptomonaden, Fucoxanthin das Leitpigment für die Bacillariophyceen, Peridinin das Leitpigment für die Dinophyceen und Zeaxanthin das Leitpigment für die Cyanophyceen.

Chlorophyll-a ist ein allgemeines Maß für die Masse der Algen. Bei einem Vergleich der Pigmentkonzentrationen ist die unterschiedliche Achsenskalierung zu beachten.

Saisonale Muster der Leitpigmente

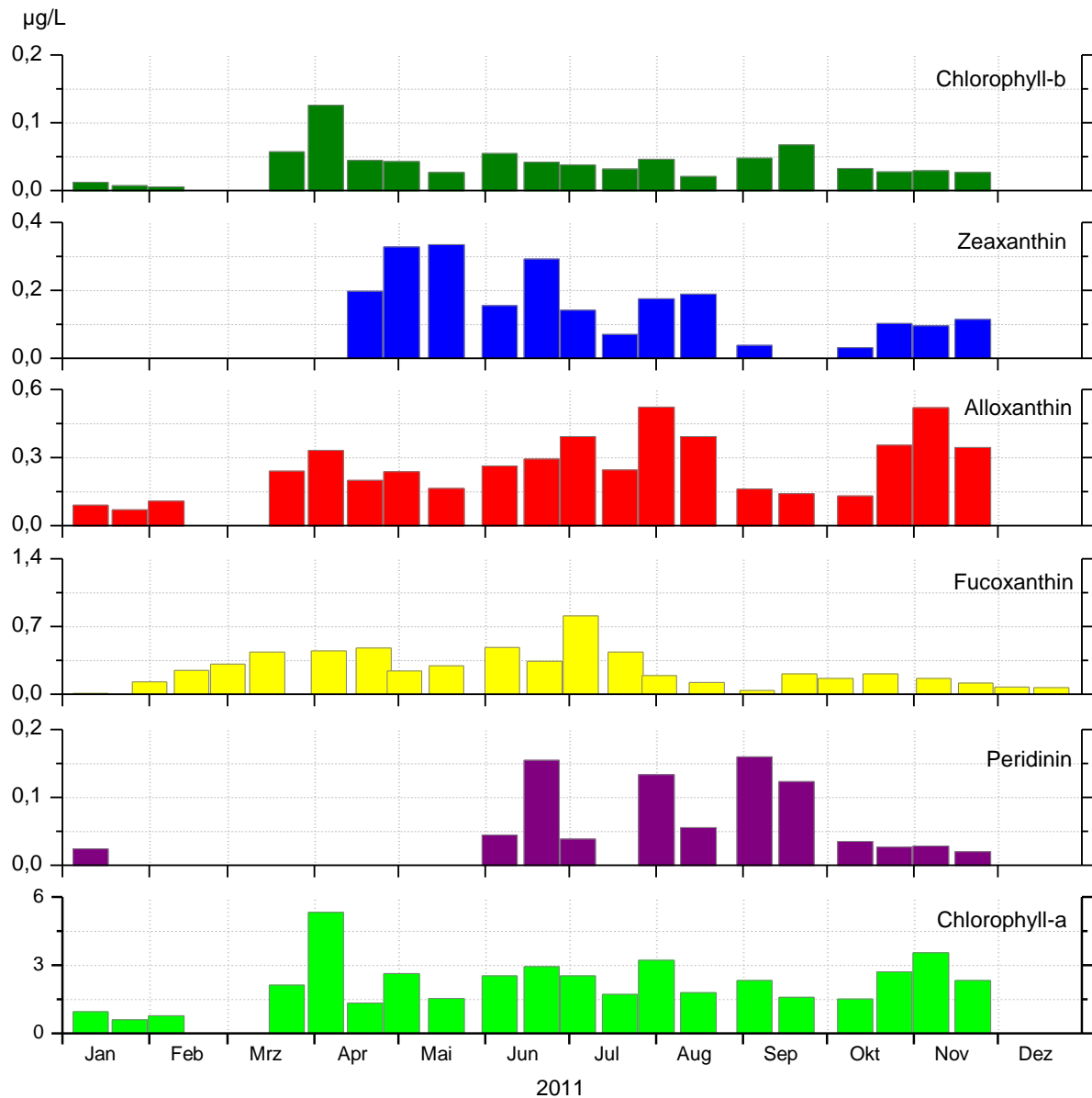


Abb. 48: Leitpigmente 2011 in der Bregenzer Bucht.

In der Bregenzer Bucht dominieren Alloxanthin (Cryptophyceen) und Fucoxanthin (Bacillariophyceen), beide Pigmente kommen ganzjährig vor. Die Konzentrationen der übrigen Leitpigmente sind niedriger. Chlorophyll-b (Chlorophyceen) zeigt ein Maximum im Frühjahr und Zeaxanthin (Cyanophyceen) ein Maximum im September. Peridinin (Dinophyceen) kommt nur in der zweiten Jahreshälfte vor.

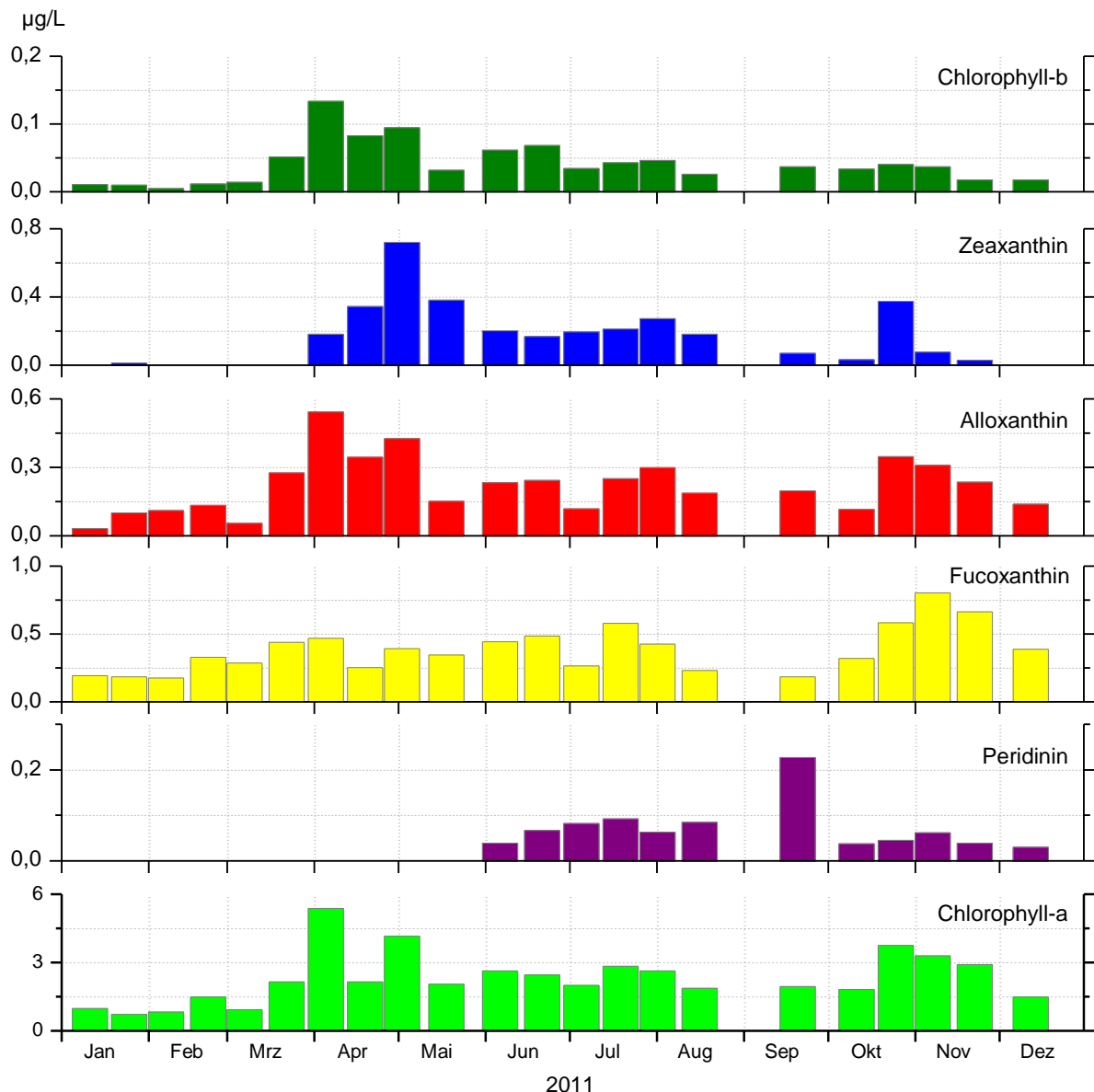


Abb. 49: Leitpigmente 2011 in Fischbach-Uttwil (Seemitte).

An der Messstation Fischbach-Uttwil weist Chlorophyll-b, das Leitpigment für Grünalgen, im Frühjahr höhere Konzentrationen auf, die dann bis zum Jahresende abnehmen. Zeaxanthin, das Leitpigment für Blaualgen hat im April ein erstes Maximum, die sommerlichen Werte sind niedrig. Ein zweites kleineres Maximum zeigt sich im Oktober. Alloxanthin, das Leitpigment für Cryptomonaden, zeigt nur geringe Schwankungen, sie ähneln denen des Chlorophyll-b. Fucoxanthin, das Leitpigment für Diatomeen, weist ein herbstliches Maximum auf. Peridinin, das Leitpigment für Dinophyceen, kommt wie im Vorjahr nur in der zweiten Jahreshälfte vor, mit einem deutlichen Maximum im September. Chlorophyll-a, als Anzeiger für die Menge an Algen, zeigt nur im Frühjahr ein schwaches Maximum. Die deutlichen saisonalen Schwankungen früherer Jahre sind nicht erkennbar.

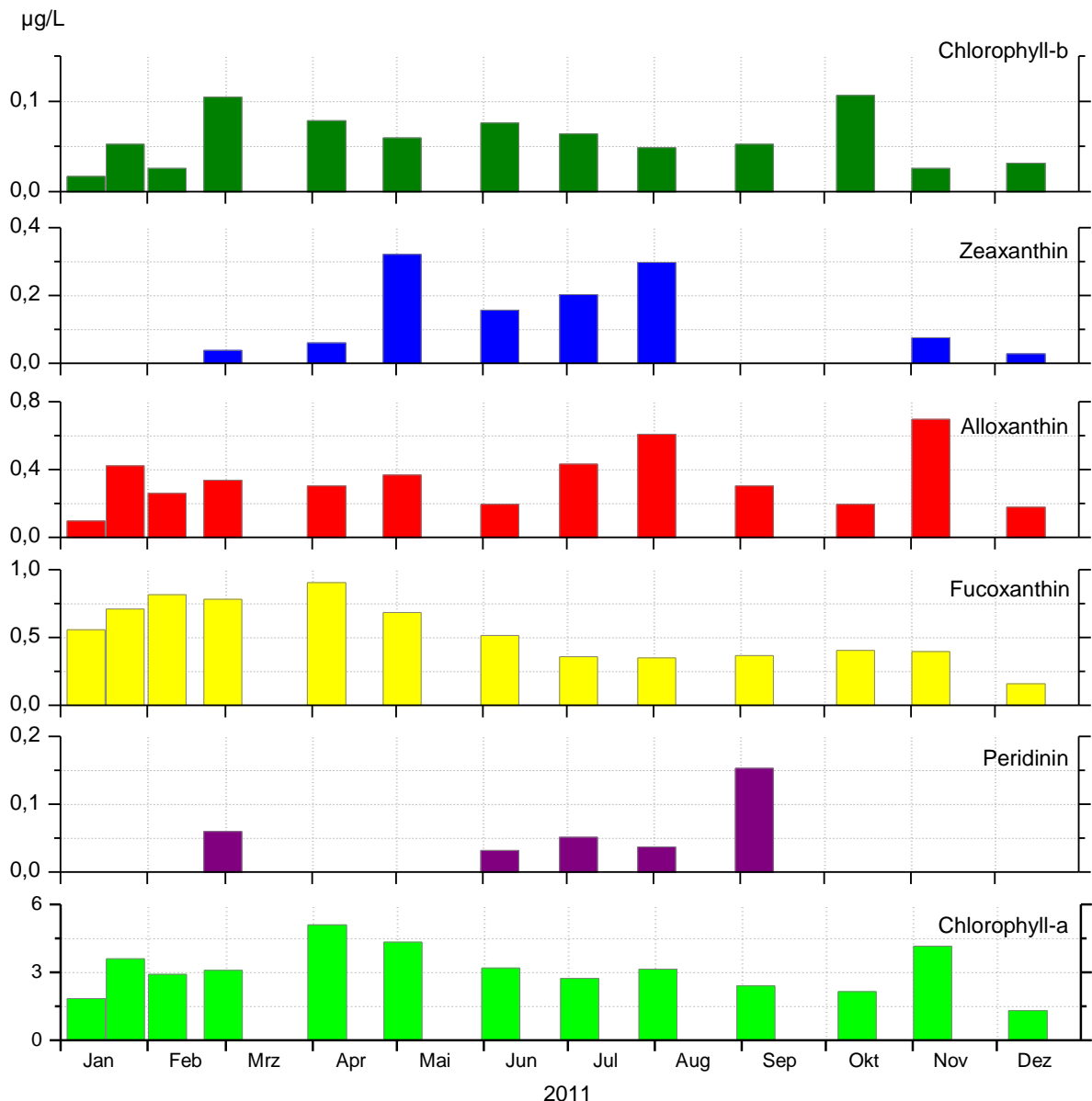


Abb. 50: Leitpigmente 2011 im Zellersee.

Die saisonale Entwicklung der Leitpigmente an den beiden Unterseestationen Zellersee und Gnadensee unterscheiden sich von der Oberseestation Fischbach-Uttwil.

Im Zellersee sind die Konzentrationen etwas niedriger als im Gnadensee, bei Fischbach-Uttwil wurden die höchsten Konzentrationen gemessen. Auffällig ist auch, dass bei Fischbach-Uttwil ein Frühjahrsmaximum und im Gnadensee ein Spätsommermaximum auftritt. Im Zellersee ist kein eindeutiges Maximum erkennbar.

Bei dem Leitpigment Alloxanthin sind keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Stationen erkennbar. Fucoxanthin weist an beiden Unterseestationen höhere Werte im Frühling auf, während bei Fischbach-Uttwil die Konzentrationen im Herbst maximal sind. Im Gegensatz zu Fischbach-Uttwil konnte Peridinin an den beiden Unterseestationen auch in der ersten Jahreshälfte nachgewiesen werden, die maximale Konzentration wurde bei der Station Gnadensee gemessen. Für das Chlorophyll-a

als „allgemeiner Biomasseanzeiger“ sind aus den Graphiken keine grundsätzlichen Unterschiede erkennbar.

An allen Stationen sind die Werte niedrig und weisen nur geringe saisonale Unterschiede auf. Bei der Interpretation der Grafiken ist unbedingt auf die an den drei Messstationen unterschiedliche Beprobungsfrequenz zu achten.

Zooplankton

Langzeitentwicklung Crustaceen

In der langjährigen Entwicklung des Crustaceenplanktons weisen die Zahlen für 2011 nur geringfügige Änderungen auf. Der Jahresmittelwert für die Cladoceren ist etwas höher und der Jahresmittelwert für die Copepoden etwas niedriger als im Vorjahr.

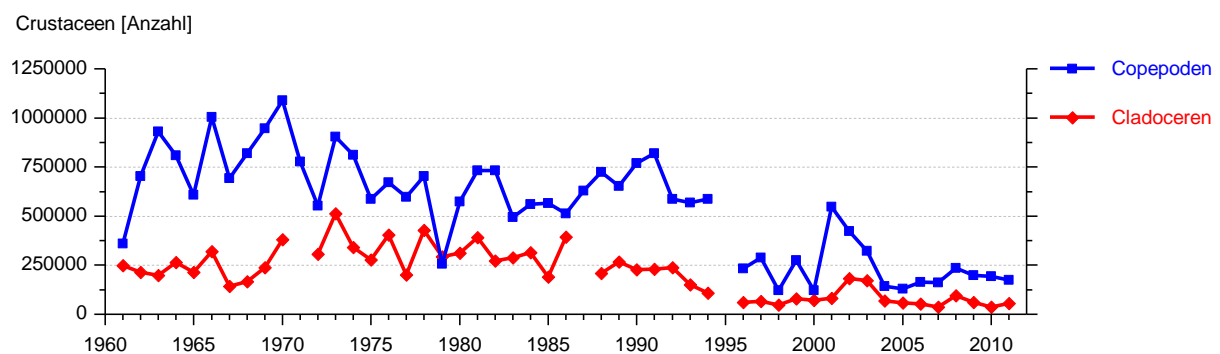


Abb. 51: Langzeitentwicklung der Crustaceen in Seemitte in 0-20m (Fischbach-Uttwil).

Saisonale Entwicklung des Zooplanktons

Die Entwicklung des Zooplanktons an der Oberseestation Fischbach-Uttwil lässt kein klares saisonales Muster mehr erkennen. Bei den Cladoceren sind die Individuendichten im Sommer am höchsten, bei den Copepoden im Herbst. Bei dieser Gruppe sind auch die Frühjahrswerte deutlich höher als bei den Cladoceren. Wie die Cladoceren zeigen auch die Rotatorien niedrige Individuendichten im Frühjahr. Die Frühsommerwerte sind maximal, bis zum Winter nehmen die Werte ständig ab.

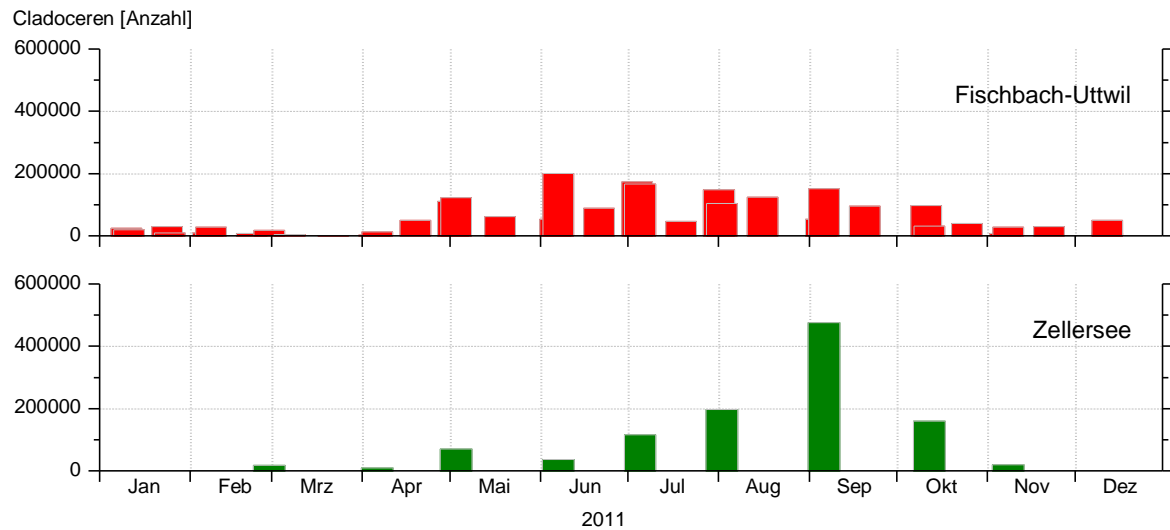


Abb. 52: Saisonale Entwicklung der Cladoceren in verschiedenen Stationen.

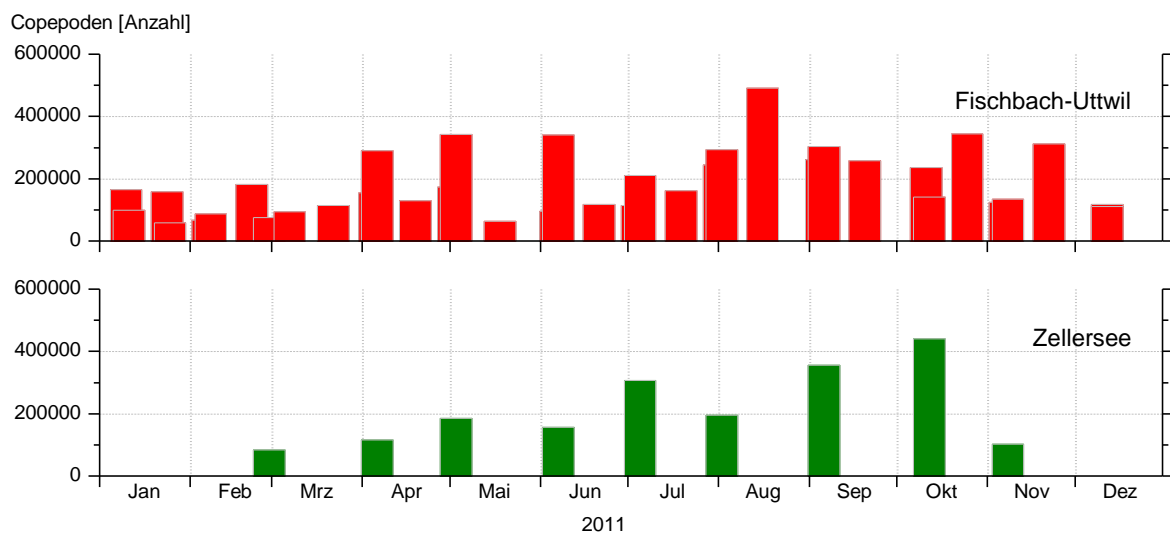


Abb. 53: Saisonale Entwicklung der Copepoden in verschiedenen Stationen.

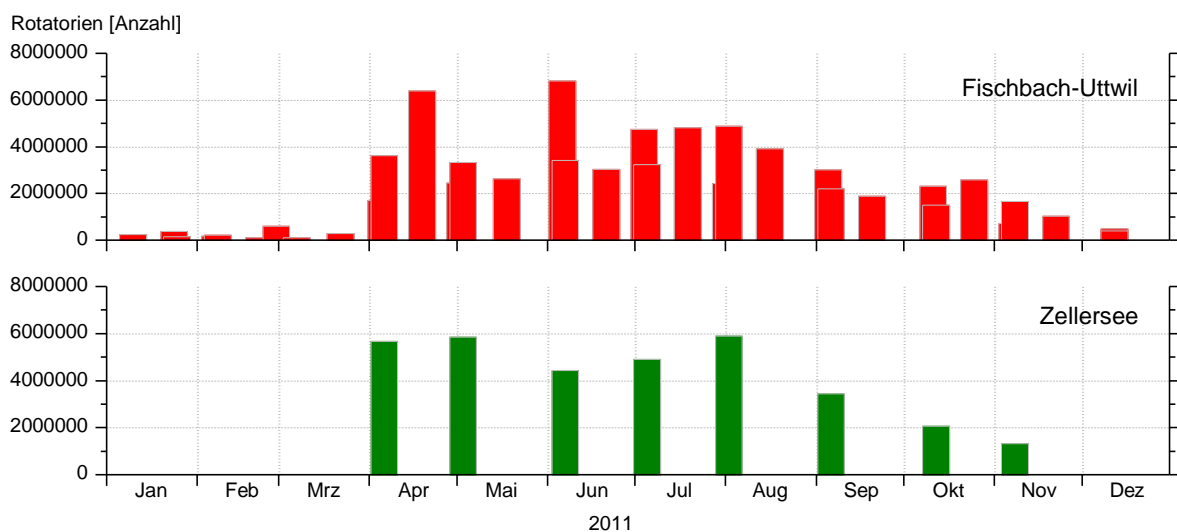


Abb. 54: Saisonale Entwicklung der Rotatorien in verschiedenen Stationen.

Im Untersee haben die Cladoceren ein deutliches Maximum an der Station Zellersee, an der Station Gnadensee sind die Werte von Mai bis September erhöht.

Ein ähnliches Bild zeigt sich auch bei den Copepoden. Maximale Werte im Herbst an der Station Zellersee, hohe Individuendichten im Gnadensee während des Sommers (April bis Oktober).

Die Individuendichten der Rotatorien an der Station Zellersee und Gnadensee sind wie bei der Station Fischbach-Uttwil im Winter niedrig und von April bis Juli hoch. Bis zum Jahresende sinken die Individuendichten ab.

Am auffälligsten sind beim Zooplankton die Unterschiede in den Individuendichten. Bei den Cladoceren sind die Werte an der Station Zellersee am höchsten (Individuendichten $> 40 \times 10^4 \text{ m}^{-2}$), an den Stationen Fischbach-Uttwil und Gnadensee sind sie ähnlich (ca. $20 \times 10^4 \text{ m}^{-2}$). Bei den Copepoden sind die Individuendichten an allen drei Stationen relativ ähnlich, auch wenn an der Station Fischbach-Uttwil die Werte maximal sind. Am auffälligsten sind die Unterschiede bei den Rotatorien. Die Individuendichten sind im Gnadensee deutlich niedriger als an den beiden anderen Stationen.

Bakterien

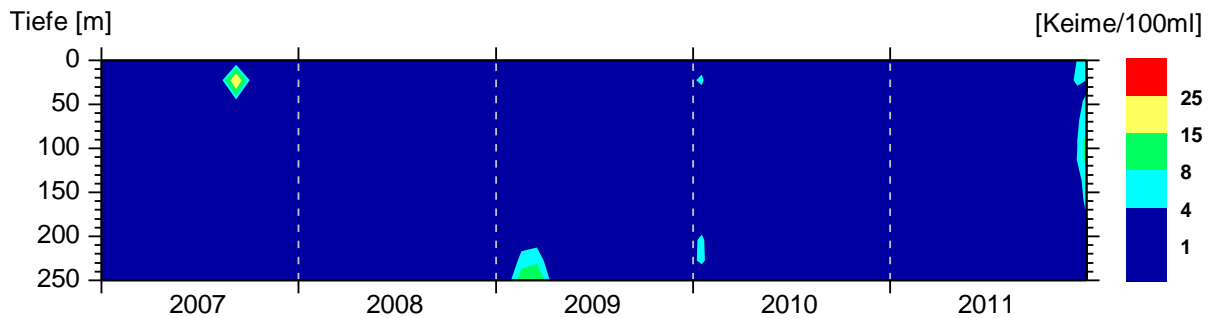


Abb. 55: Fäkalkeime (E. coli) in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil).

Die Dichte von E. coli als Indikator für fäkale Verunreinigungen wird seit 1999 an der Station Seemitte Fischbach-Uttwil im Vertikalprofil beprobt. Generell erfüllen schon die weitaus größte Zahl aller Proben bezüglich dieses Parameters die Anforderungen der Trinkwasserverordnung. Fallweise werden immer wieder mäßige bis starke Erhöhungen beobachtet, die auf die Einschichtung von abwasserbelasteten Zuflüssen hinweisen.

Die seit 2000 routinemässig an der Station Fischbach-Uttwil monatlich im Vertikalprofil erfassten Konzentrationen von E.coli (EC) zeigten auch 2011 wie in den Vorjahren sehr niedrige Werte. Insgesamt traten Belastungswerte mit positiven Befunden (= mindestens 1 EC/100 mL) gegenüber dem Vorjahr weniger häufig auf. Wiederum lagen alle Proben unterhalb dem für Oberflächenwasser immer noch niedrigen Belastungswert von 10 EC/100 mL. Demgegenüber erfüllten wieder über 80 % der Proben bezüglich E.coli die Anforderungen der Trinkwasserverordnung.

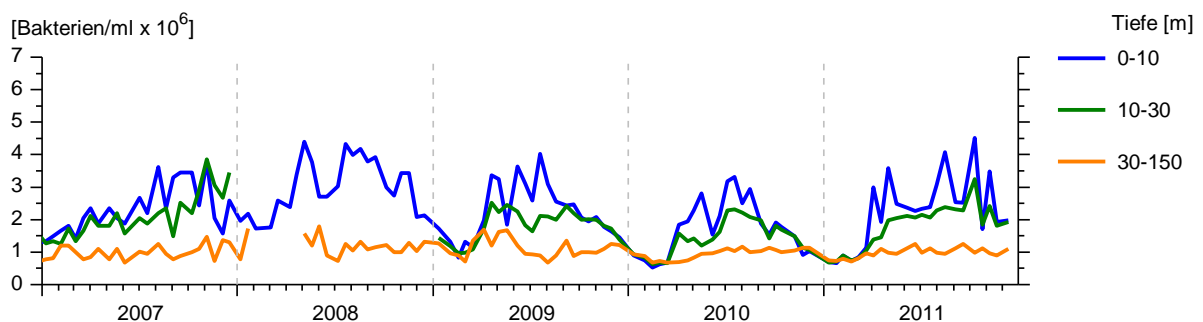


Abb. 56: Zelldichten des Bakterienplanktons, Entwicklung in Seemitte (Station Fischbach-Uttwil). Im Juni 2008 Methodenwechsel in Fluoreszenzmikroskopie, Proben aus Schicht 10 - 30 m wurden 2008 nur unvollständig erfasst und sind daher nicht dargestellt.

Das Bakterienplankton repräsentiert einen wichtigen Teil des heterotrophen Planktons im See. Es ist maßgeblich am Abbau organischer Substanz beteiligt, stellt aber durch seine Sekundärproduktion auch eine wichtige Nahrungsquelle für filtrierende tierische Planktonorganismen dar.

Die durch Fluoreszenzmikroskopie ermittelten Gesamtbakterienzahlen zeigten im saisonalen Ablauf und in der Tiefenverteilung ähnliche Muster wie in den Vorjahren.

Die regelmäßig beobachteten Minima in den Wintermonaten (Januar bis März) lagen mit Werten um 1×10^6 Zellen/mL wieder in dem für Normaljahre üblichen niedrigen Bereich und zeigten keine signifikanten Unterschiede in den Tiefenstufen. Der ebenfalls regelmäßig beobachtete Frühjahrsanstieg der Bakteriendichten in den oberflächennahen Schichten (0 – 30 m) erfolgte 2011 vergleichsweise früh was mit dem schon früh ansteigenden Frühjahrsstemperaturen erklärt werden kann. Dabei stiegen die Werte ab Anfang April auf ein Niveau von $2-3 \times 10^6$ Zellen/mL auf dem sie sich bis zum Herbst bewegten. Lediglich im August war mit 4×10^6 Zellen/mL ein Sommermaximum ausgeprägt. Auch der spätherbstliche Abfall der Bakteriendichten war im Jahr 2011 verzögert, was mit der langen Schönwetterphase im Herbst erklärt werden kann.

Insgesamt setzte sich somit auch 2011 der Trend zu niedrigeren Bakteriendichten fort. Diese Entwicklung mit Abnahme der Dichte des Bakterienplanktons, die nun über mehrere Jahre durchgängig festgestellt wurde, darf als eine Folge der immer noch nicht ganz abgeschlossenen Reoligotrophierung des Sees gesehen werden.

Fischfang-Erträge im Obersee

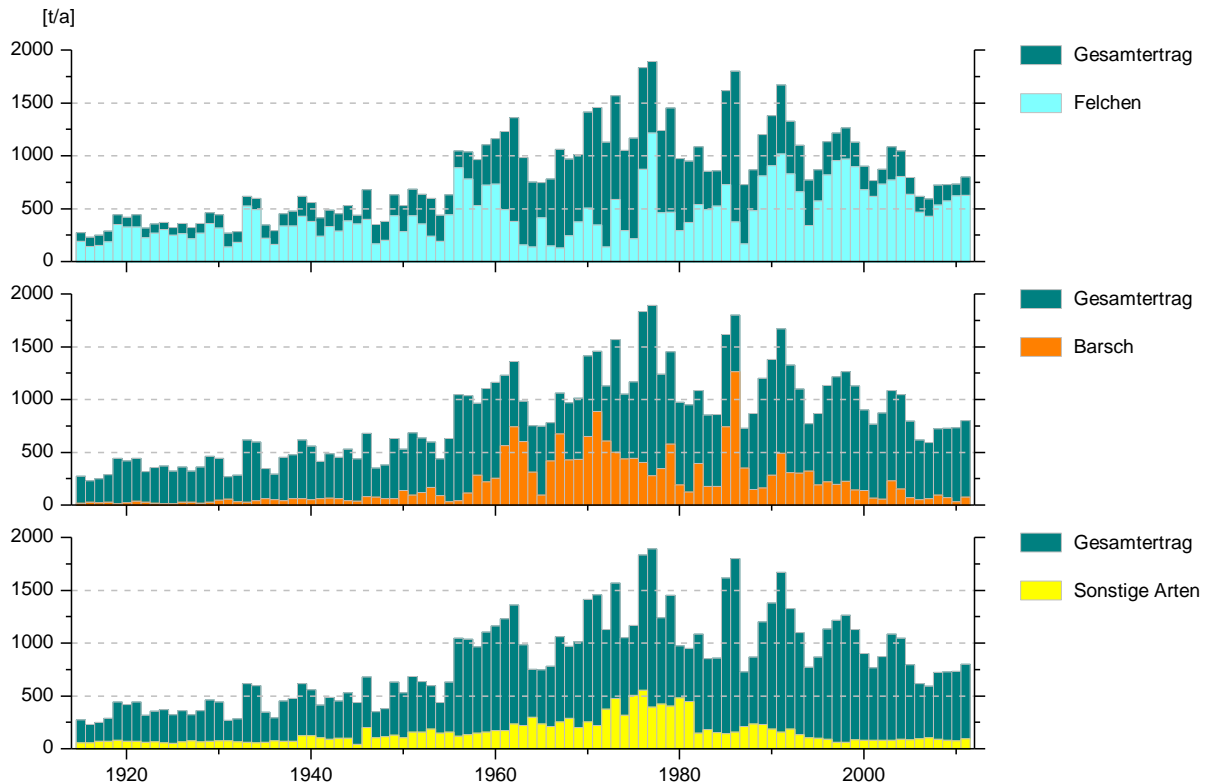


Abb. 57: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Obersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

Menge und Artenzusammensetzung der gefangenen Fische im Bodensee-Obersee änderten sich in den letzten 100 Jahren beträchtlich. Die Eutrophierung und Reoligotrophierung wirken sich auch auf die Fischerträge aus. Vom Beginn des 20. Jahrhunderts bis in die 1950er Jahre stiegen die Erträge langsam an (Abb. 57), den Hauptanteil des Fangs (ca. 70 %) machten die Felchen aus. Von 1955 bis 1977 stiegen die Fangerträge auf fast die dreifache Menge an, gleichzeitig sank der Anteil gefangener Felchen bis unter 30 %, während die Anteile der Barsche und Weißfische zunahmen. Seit Ende der 1970er-Jahre haben sich die Felchenfänge verbessert und stabilisiert. Die Barschfänge sind seither tendenziell zurückgegangen, stiegen aber Mitte der 1980er-Jahre noch einmal kurz an. Der Rückgang der Barschfänge geht mit einem Rückzug der Art aus dem Pelagial einher. Im reoligotrophierten Bodensee ernähren sich größere Barsche wieder vorwiegend von Fischen, meist der eigenen Art. Die Weißfischfänge sind schon spätestens seit Beginn der 1970er-Jahre stark zurückgegangen. Die Ursachen hierfür sind unbekannt.

Im Jahr 2011 erreichte der Ertrag der Berufsfischer rund 804 t. Das Fangergebnis lag damit im Bereich des 10-Jahresmittels (797 t) und leicht höher als im Vorjahr (733 t). Die größten Anteile am Gesamtfang hatten Felchen mit 629 t (78%), Barsch mit 79 t (10%) und sonstige Weißfische mit 45 t (6%). Auch der Ertrag der Seesaiblinge erreichte im Vergleich zu den Vorjahresergebnissen mit 15 t einen sehr guten Wert und lag um 8 t über dem 10-Jahresmittel. Die Erträge der anderen Fischarten lagen im Bereich des Vorjahres (IBKF 2012).

Fischfang-Erträge im Untersee

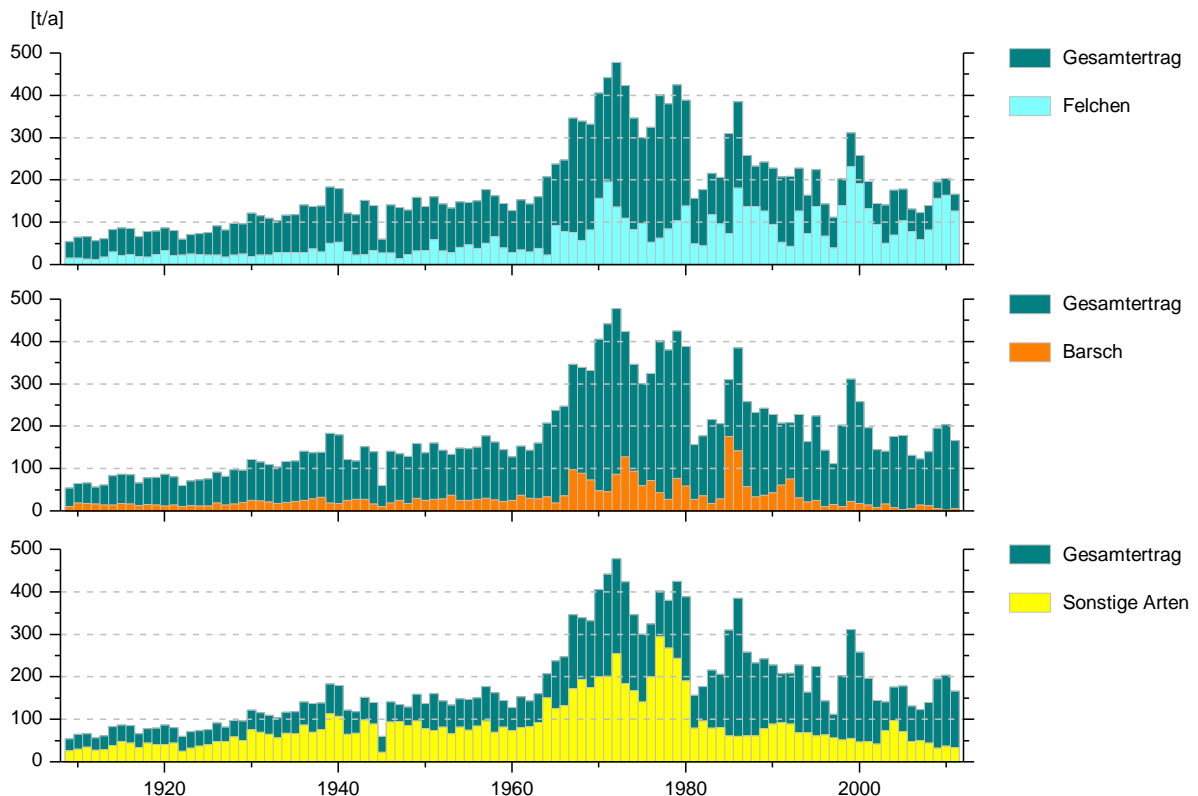


Abb. 58: Fischfang-Ertrag im Bodensee-Untersee (Quelle: FFS Baden-Württemberg).

Am Bodensee-Untersee existiert seit 1910 eine lückenlose Statistik der Berufsfischerfänge. Von 1910 bis 1965 lag der Ertrag bei ca. 50 t bis 150 t (Abb. 58), danach stieg er stark an. In den 1970er Jahren wurden von den Berufsfischern die höchsten Erträge mit einem Maximalwert von knapp 500 t erzielt. Bei den Felchen lag der höchste Ertrag mit 232 t im Jahr 1999. In den letzten Jahren sanken die Erträge der meisten Arten deutlich. Insbesondere betroffen war der Barschertrag mit einem Maximum von rund 180 t im Jahr 1985 und einem Minimum von nur noch 3,2 t im Jahr 2005.

Der Gesamtertrag 2011 fiel um 37,7 t auf 166,8 t. Der Ertragsrückgang ist hauptsächlich auf eine Abnahme bei den Felchen von 164,7 t auf 126,5 t zurückzuführen. Der Felchenanteil am Gesamtfang betrug 75,8%. Mit 5,9 t Barschen wurde mehr als das Doppelte des Vorjahresertrags (2,8 t) angelandet. Die sonstigen Fischarten gingen von rund 37 t auf ca. 34,4 t zurück.

Untersuchungsprogramm Einzugsgebiet 2010/2011

Bericht der Sachverständigen zum Fachbereich Einzugsgebiet

1. Abwasserbeseitigung

	2010	2011
Zahl der Einwohner in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees	1'625'300	1'635'800
Zahl der an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)	1'586'900 ¹	1'599'100 ²
Zahl der nicht an zentrale Abwasserreinigungsanlagen angeschlossenen Einwohner (Kategorie I bis III)	39'400	37'500
davon: -Abwasser dezentral ordnungsgemäss entsorgt ³	28'700	26'800
-Abwasser nicht ordnungsgemäss entsorgt ³	10'700	10'700
Ordnungsgemässe dezentrale Abwasserentsorgung in Prozent	72.8	71.5
Ordnungsgemässe zentrale Abwasserentsorgung (Anschlussgrad in Prozent)	97.6	97.8
Ordnungsgemässe Abwasserentsorgung total (in Prozent) im Einzugsgebiet des Bodensees	99.4	99.4
Zahl der angeschlossenen Einwohnerwerte (Einwohner und Einwohnerwerte)	2'920'000	2'920'000
Anzahl Abwasserreinigungsanlagen nach IGKB-Richtlinie:		
- Kategorie III (> 40'000 EW)	33	33
- Kategorie II (1000–40'000 EW)	119	120
- Kategorie I (50–1000 EW)	67	67
Anzahl der Abwasserreinigungsanlagen	219	220
davon mit: - Nitrifikation	179	180
- Denitrifikation	108	116
- Phosphorelimination	160	159
- weitergehende Reinigung (z.B. Flockungsfiltration)	14	14
Regen- und Mischwasser:		
- Flächenanteil im Mischsystem (in Prozent)	78.6 ⁴	81.2 ⁴
- Ausbaugrad Mischsystem (in Prozent)	88.4	88.8
Ablaufmengen:		
- Jahresabwassermenge (in 1000 m ³)	281'525	250'076
- Gesamtphosphor (in t)	85.3	77.4
- CSB (in t)	6'634 ⁵	6'037 ⁶
- TOC (in t)	1'687	1'568
- N _{anorg.} (in t)	3'089	2'906

Ende des Berichtsjahres 2011 waren von den fast **1,64 Millionen** Einwohnern in ARA-Einzugsgebieten des Bodensees rund **1,60 Millionen** an eine zentrale Abwas-

¹ Abwasser von ca. weiteren 94'100 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee Einzugsgebiets

² Abwasser von ca. weiteren 94'900 Einwohnern geht zu Anlagen ausserhalb des Bodensee Einzugsgebiets

³ Begriffe gelten im Sinne des Arbeitsmanuals

⁴ ohne Vorarlberg

⁵ Von St. Gallen wurden 314 Tonnen als TOC angegeben, die mit dem Faktor 4 in CSB umgerechnet wurden

⁶ Von St. Gallen wurden 4,31 Tonnen als TOC angegeben, die mit dem Faktor 4 in CSB umgerechnet wurden

serreinigungsanlage angeschlossen. Daneben wird das Abwasser von etwa **94'900 Einwohner** zu Anlagen ausserhalb des Bodensee-Einzugsgebiets übergeleitet. Ende 2011 waren **37'500 Einwohner** nicht an Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen. Der Anschlussgrad an eine zentrale Reinigungsanlage lag 2011 bei **97,8 %**. Bei den nicht an eine zentrale Reinigungsanlage angeschlossenen Einwohnern war die Entsorgung 2011 bei rund **71,5 %** ordnungsgemäss. Gesamthaft lag die korrekte Abwasserentsorgung (zentral und dezentral) 2011 bei **99,4 %**. Sanierungspotenzial liegt somit noch bei der dezentralen Abwasserentsorgung (s. Abb. 1).

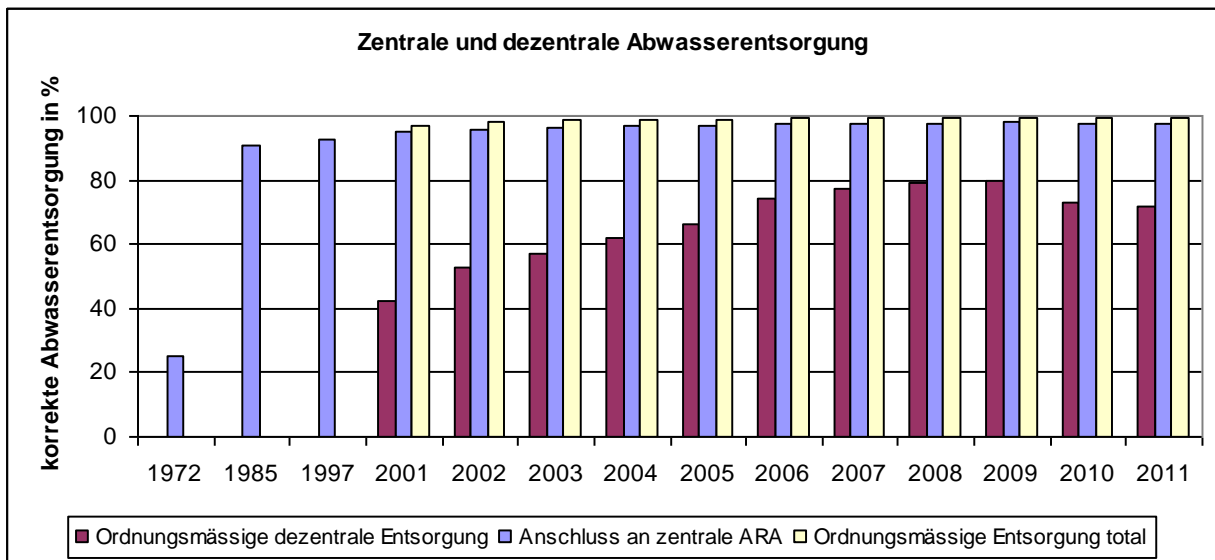


Abb. 1: Entwicklung der Abwassereinigung: Anschlussgrad an zentrale Abwasserreinigungsanlagen, ordnungsgemässe dezentrale Entsorgung und totale ordnungsgemässe Abwasserentsorgung. Der Anteil bei der ordnungsmässigen dezentralen Entsorgung hat abgenommen, weil in Baden-Württemberg und Bayern seit 2010 neue Anforderungen gelten.

Die Jahresabwassermenge aus den insgesamt **220 Abwasserreinigungsanlagen** im Bodensee-Einzugsgebiet betrug im Jahr 2011 rund **250 Mio. m³**. **29,6 %** dieses Abwassers wurden in **14 Anlagen** einer weitergehenden Reinigung (z.B. Flockungsfiltration) unterzogen. Die jahresmittlere Ablaufkonzentration in diesen Anlagen betrug im Durchschnitt **0,18 mg/l P_{gesamt}**. In weiteren **145 Anlagen** wurden **69,6 %** der Abwassermenge durch Phosphatfällung behandelt (jahresmittlere Ablaufkonzentration durchschnittlich **0,34 mg/l P_{gesamt}**).

Insgesamt wurden somit im Jahr 2011 **99,1 %** der im Bodensee-Einzugsgebiet anfallenden Abwassermenge in einer zentralen Abwasserreinigungsanlage einer Phosphorelimination unterzogen.

Abb. 2 zeigt die Entwicklung der Abwassermengen sowie der Schmutzstoff- und Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Bodensee-Einzugsgebiet von 1997 bis 2011.

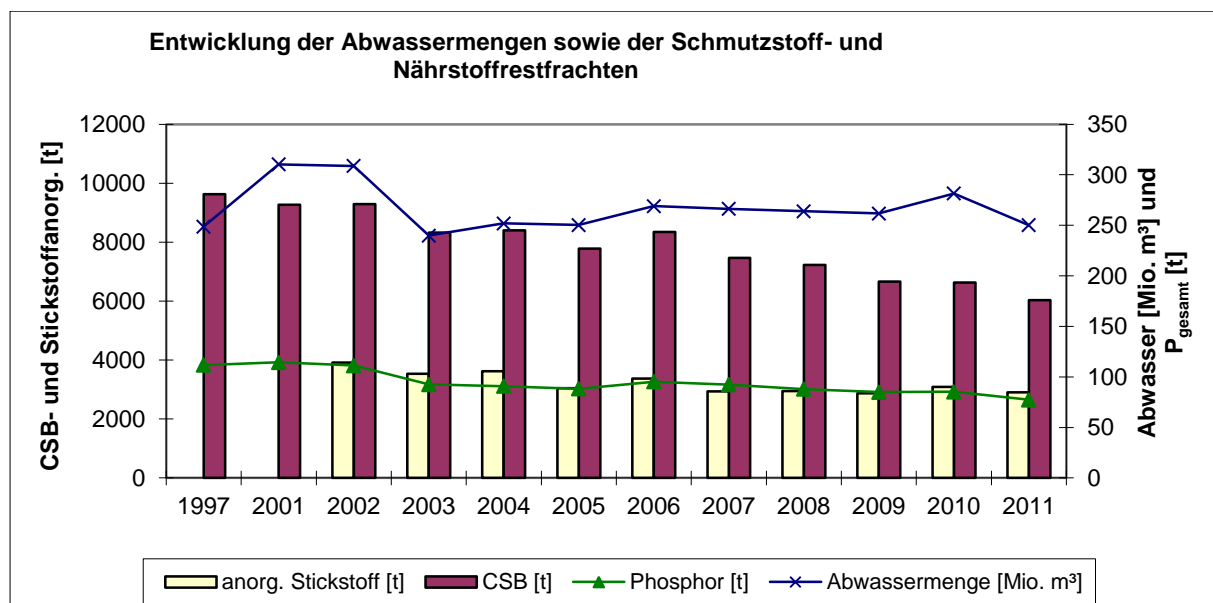


Abb. 2: Entwicklung der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten im Ablauf aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees (seit 2010 inkl. Anteile Appenzell Ausserrhoden im Einzugsgebiet).

Im Jahr 2011 nahmen die CSB- und Phosphorrestfrachten im Vergleich zu den Vorjahren weiter ab, dies auch unter der Berücksichtigung der Abwassermengen (s. Abb. 3). Seit der Auswertung von 2010 sind auch die Abwasserreinigungsanlagen des Kantons Appenzell Ausserrhoden, die sich im Einzugsgebiet des Bodensees befinden, berücksichtigt.

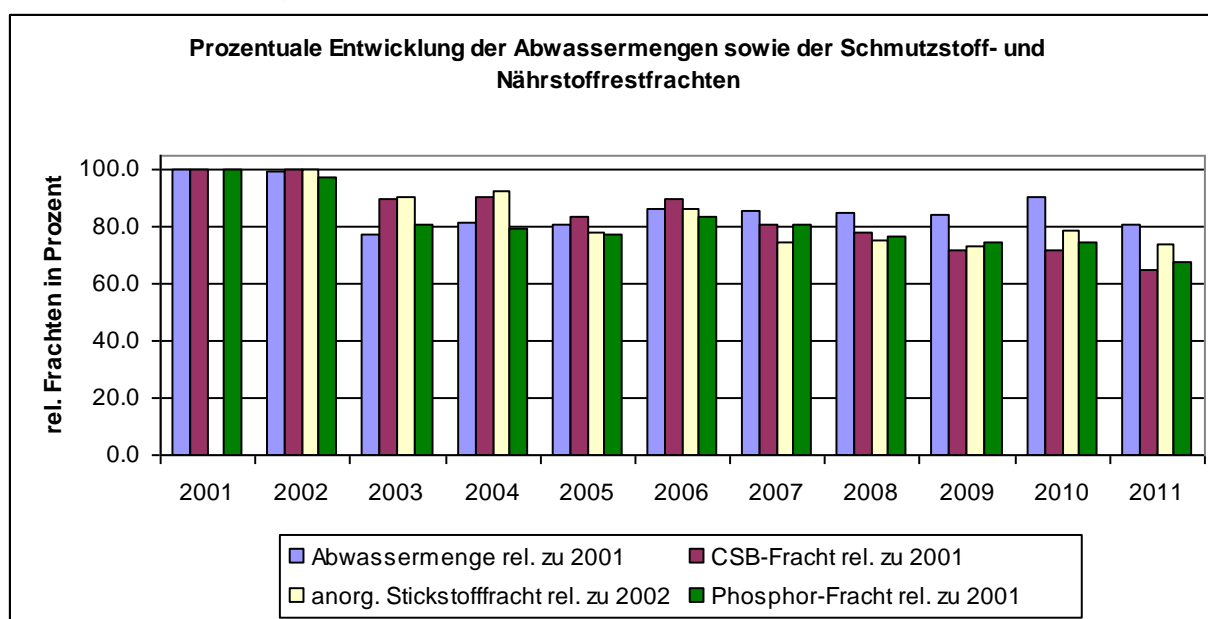


Abb. 3: Prozentualer Verlauf der Abwassermengen, der Schmutzstoff- (CSB) und der Nährstoffrestfrachten aller Abwasserreinigungsanlagen im Einzugsgebiet des Bodensees bezogen auf das Jahr 2001 bzw. für Stickstoff das Jahr 2002.

2. Spezielle Fließgewässeruntersuchungen und Übersichtskarten

Untersuchungen auf Spurenstoffe bei Vorarlberger Kläranlagen

In den Jahren 2010 und 2011 wurden in Vorarlberg Messungen ausgewählter Spurenstoffe bei gereinigtem Abwasser kommunaler Kläranlagen durchgeführt. Die wesentlichen Ergebnisse werden im IGKB-Länderbericht Vorarlbergs kurz dargestellt. Der gesamte Bericht "Kläranlagenüberwachung - Emissionsdaten ausgewählter Spurenstoffe" (Bericht UI-3/2012) kann unter www.vorarlberg.at/umweltinstitut unter der Rubrik Abwasser heruntergeladen werden.

3. Übersichtskarten

Die Kläranlagenübersichtskarte (Abb. 6) und die Karte mit den wichtigen „*Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees*“ (Gewässerbezeichnung, Stellenbezeichnung, Betreiber der Messstelle, Art der Beprobung bzw. Untersuchung sowie deren Häufigkeit) wurden aktualisiert (Abb. 7 und 8).

4. Ländliches Areal

Die nächste planmäßige Berichterstattung erfolgt im 2015.

5. Abschätzung des Phosphoreintrags in den Obersee

a) Direkt einleitende Abwasserreinigungsanlagen

Der Eintrag von Phosphor in den Obersee aus den 16 seeanliegenden Abwasserreinigungsanlagen (Stockacher Aach, Uhltingen, Immenstaad, Friedrichshafen, Eris Kirch, Kressbronn, Lindau, Leiblachtal, Bregenz, Hofsteig, Altenrhein, Morgental, Romanshorn, Kesswil, Münsterlingen und Aachtal) wurde mit Hilfe der durchgeführten Abwasseruntersuchungen ermittelt. Er betrug im Jahr 2011 **16,5** Tonnen. Dies entspricht gegenüber dem Vorjahr **einer Abnahme um 1,7** Tonnen (zum Vergleich die Werte 1996/97: 30 Tonnen; 1995/96: 35 Tonnen).

b) Gesamtaberschätzung der Phosphorfracht

Leider können die Daten der NADUF-Probenstelle Diepoldsau vom 2011 noch nicht verwendet werden, da trotz der Absprache nicht $P_{\text{filtriert}}$, sondern nur $PO_4\text{-P}$ bestimmt wurde. Es wurde nun noch einmal klar vereinbart, dass ab 2012 auch $P_{\text{filtriert}}$ bestimmt werde. Für die Frachtaberschätzung des Alpenrheins wurden die Stichproben des Landes Vorarlberg (Probenahmestelle Fußach) verwendet.

Aufgrund der Abschätzung der Phosphorfrachten aus den Einzugsgebieten von Alpenrhein, Bregenzerach, Argen und Schussen sowie den ARA-Abfluss-Phosphorfrachten kann davon ausgegangen werden, dass sich die dem Obersee zugeführten P-Frachten seit den Zuflussuntersuchungen 1995-1997 nicht erhöht ha-

ben (s. Abb. 4). Die Frachtschwankungen sind vor allem auf Hochwasserereignisse im Einzugsgebiet der Zuflüsse zurück zu führen. Dies zeigt die Abb. 5 exemplarisch für das Jahr 1999 beim Alpenrhein (Messstelle Diepoldsau).

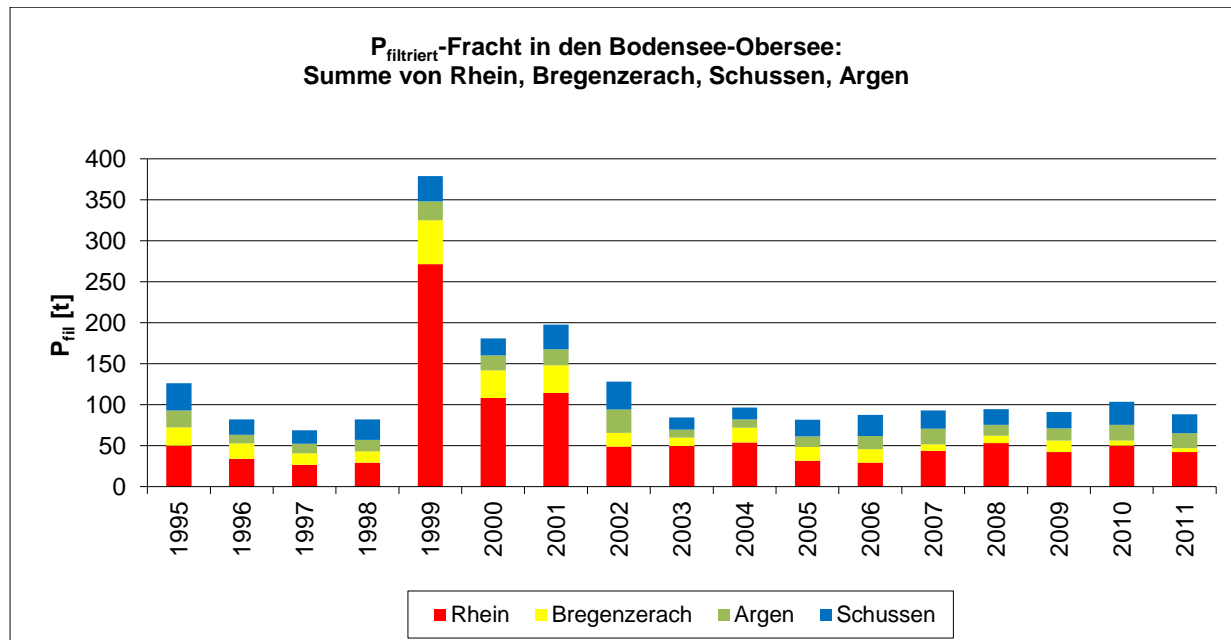


Abb. 4: Entwicklung der $P_{\text{filtriert}}$ -Frachten in den Bodensee von Alpenrhein, Bregenzerach, Schussen und Argen von 1995 bis 2011.

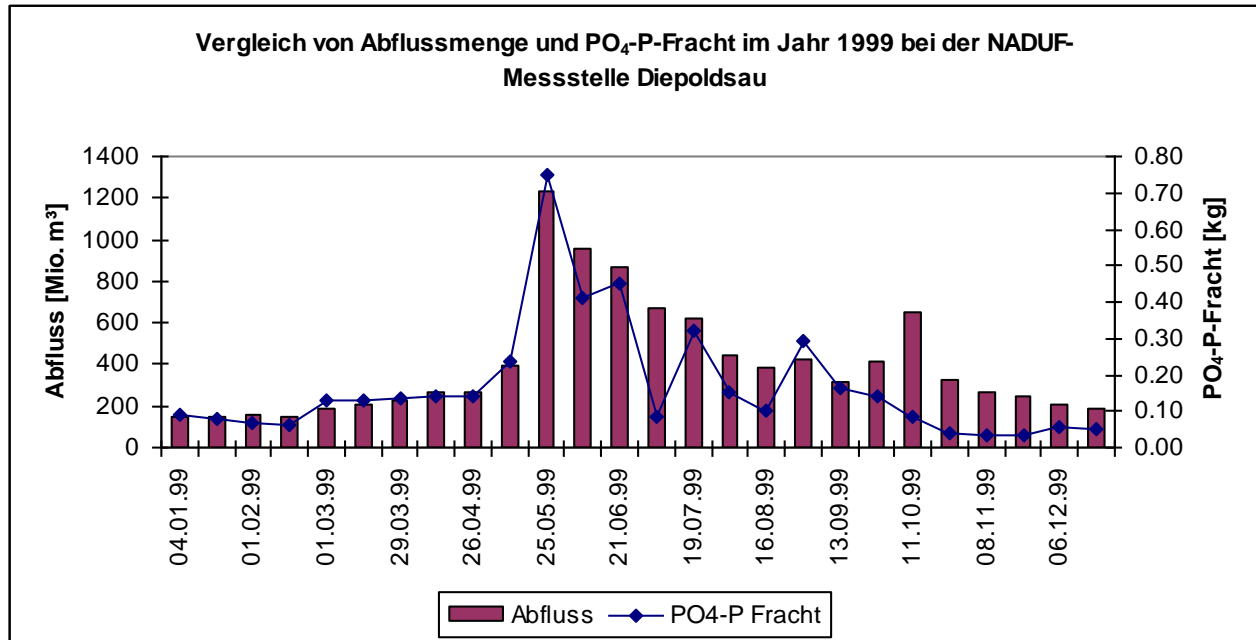


Abb. 5: Vergleich von Abflussmengen und $\text{PO}_4\text{-P}$ -Frachten des Alpenrheins im Jahr 1999 bei der NADUF-Messstelle Diepoldsau

Kläranlagenkarte zum Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Karte der Kläranlagen im Einzugsgebiet des Bodensees

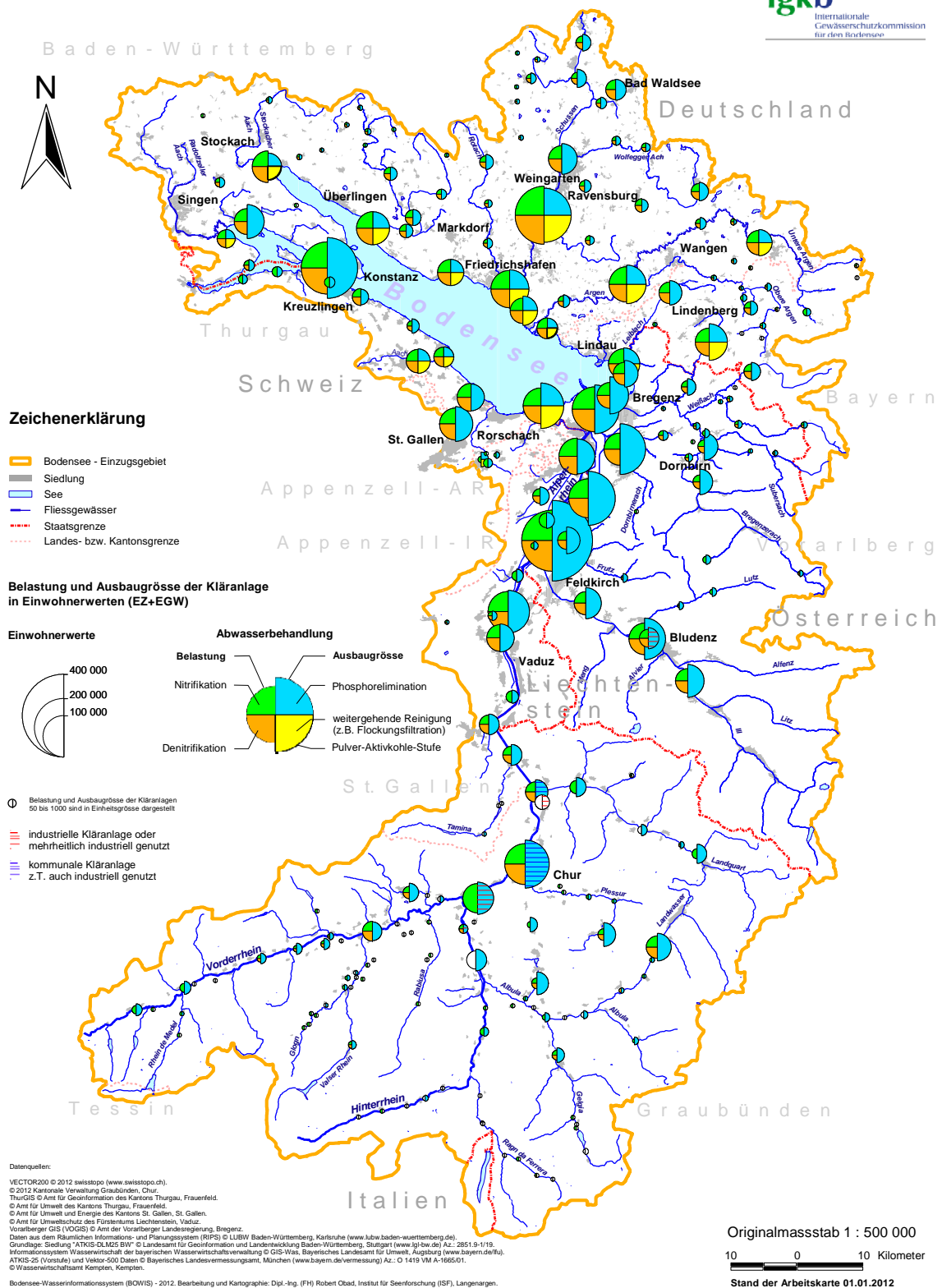


Abb. 6: Kläranlagenkarte: Stand der Reinhaltungsmassnahmen im Einzugsgebiet des Bodensees.

Fließgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2008-2011

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees

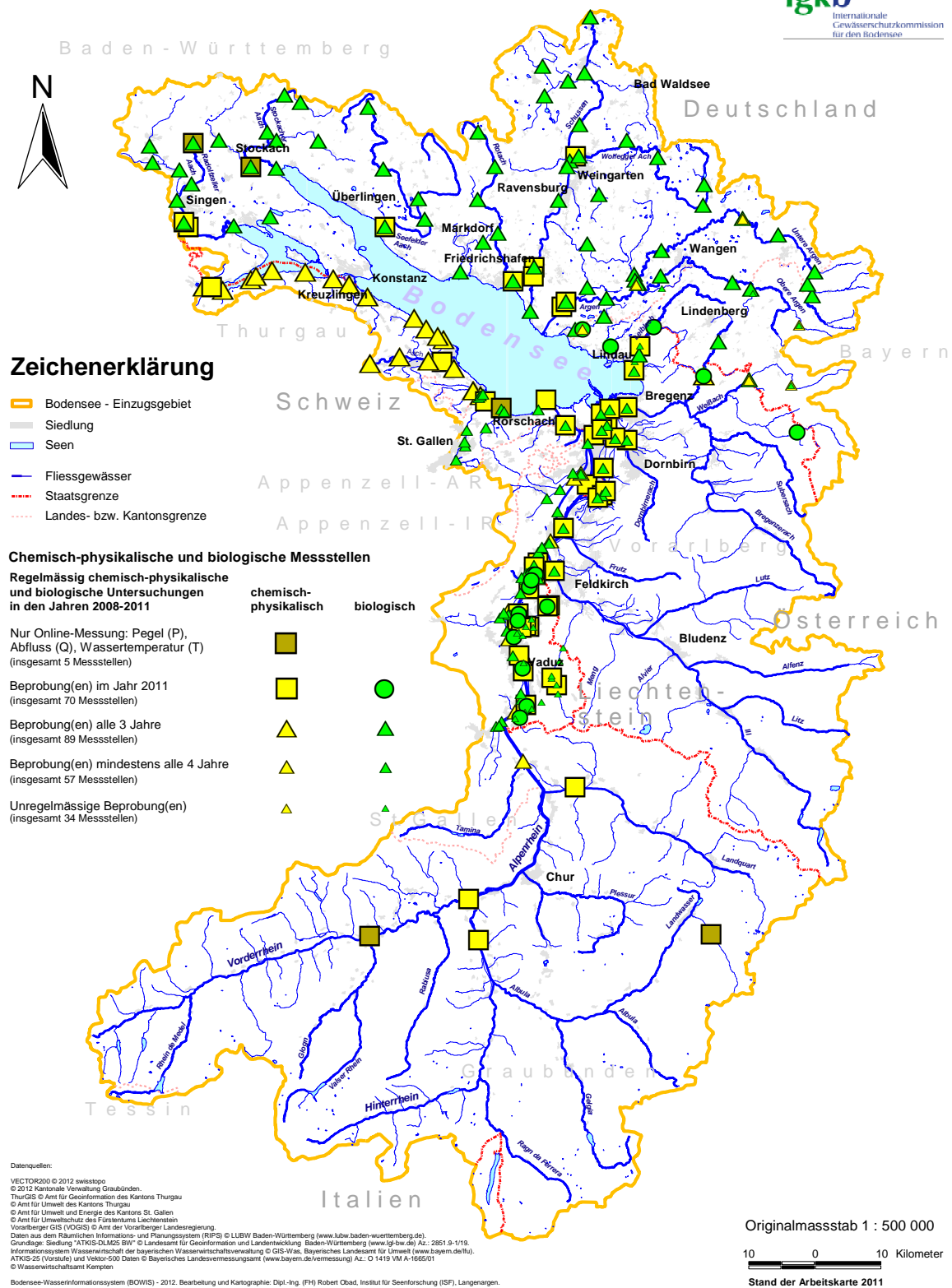


Abb. 7: Karte mit den wichtigen Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees.

Fließgewässer-Messstellenkarte im Einzugsgebiet 2011

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees

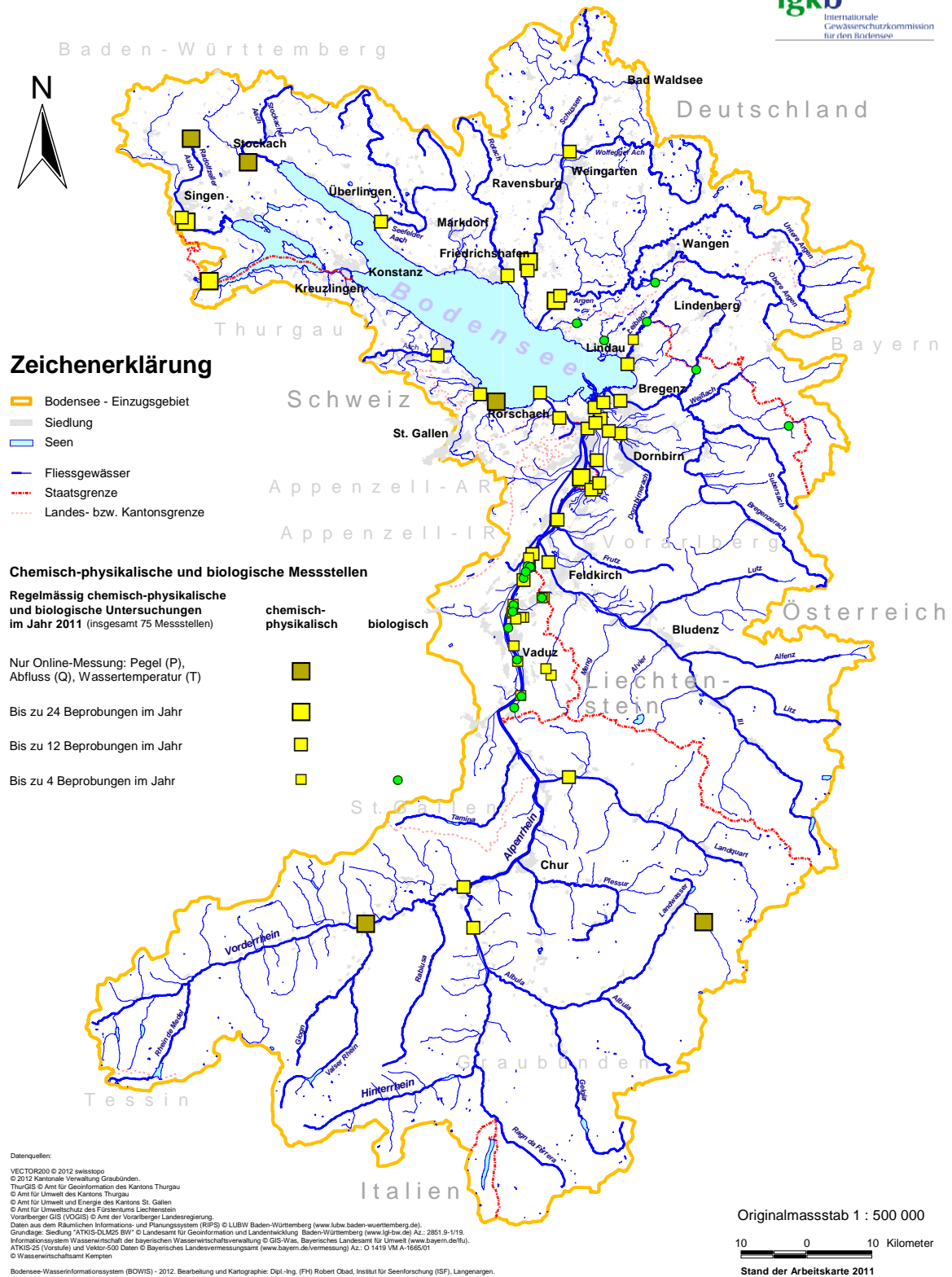


Abb. 8: Karte der Fließgewässer-Messstellen im Einzugsgebiet des Bodensees, Untersuchungshäufigkeiten in einem Zeitraum von einem Jahr.

AUSKÜNFTE

Baden-Württemberg: Institut für Seenforschung
an der Landesanstalt für Umwelt, Messungen
und Naturschutz Baden-Württemberg
Argenweg 50/1
D-88085 Langenargen

Bayern: Bayerisches Landesamt für
Umwelt
Bürgermeister Ulrich Str. 160
D-86179 Augsburg

Wasserwirtschaftsamt Kempten
Rottachstr. 15
87439 Kempten

Österreich: Amt der Vorarlberger Landesregierung
Römerstraße 14
A-6901 Bregenz

Schweiz: Bundesamt für Umwelt (BAFU)
CH-3003 Bern

Dieser Bericht steht auch als PDF-Datei unter <http://www.igkb.org> zur Verfügung.

